

Maîtrise en sciences géographiques cheminement télédétection
Université de Sherbrooke

Détermination des niches écologiques du phytoplancton à partir de données in
situ du lac Montjoie

Maxime Fradette

Mémoire présenté pour l'obtention du grade de Maître en sciences géographiques
avec cheminement en télédétection (M. Sc.)

27 novembre 2016

© Maxime Fradette, 2016

Département de géomatique appliquée
Faculté des lettres et sciences humaines

Directeur de recherche : Yannick Huot (Département de géomatique appliquée, Université de Sherbrooke)

Codirecteur de recherche : Jay Lacey (Département de génie civil, Université de Sherbrooke)

Codirectrice de recherche : Beatrix Beisner (Département de sciences biologiques, Université du Québec à Montréal)

Membres du jury :

Yannick Huot (Département de géomatique appliquée, Université de Sherbrooke)

Alexandre Langlois (Département de géomatique appliquée, Université de Sherbrooke)

Frances R. Pick (Department of Biology, University of Ottawa)

Résumé

Le rôle central du phytoplancton à la base de la chaîne trophique aquatique motive une compréhension étayée des facteurs pouvant faire varier les populations et la composition des populations de phytoplancton. Cette compréhension est d'autant plus importante dans le contexte actuel, puisque nous savons que l'humain influence le climat et les milieux aquatiques par sa présence et ses activités. Nous tentons donc, dans notre étude, de déterminer les variables environnementales importantes qui dictent les changements de taille et de composition de la communauté de phytoplancton à l'échelle d'un lac et d'en déduire les niches réalisées des différentes espèces du lac. L'utilisation d'une station mobile de manière verticale dans le lac Montjoie (Saint-Denis-de-Brompton) a permis de collecter des données in situ à haute fréquence et résolution temporelle caractérisant la colonne d'eau. Combinée à ces mesures, une banque de données sur l'abondance de différentes catégories de phytoplancton a été créée à l'aide d'un cytomètre en flux imageur (IFCB) et d'un programme de reconnaissance d'images qui lui est associé. En combinant ces données nous avons déterminé que la température moyenne au-dessus de la thermocline et que la profondeur limite de chlorophylle (2 écarts-types sous le maximum de chlorophylle) étaient les 2 variables (parmi les variables mesurées) les plus appropriées pour déterminer les niches réalisées de nos catégories de phytoplancton. À l'aide de ces 2 variables, nous avons pu déterminer les niches réalisées d'une trentaine de catégories présentes dans notre lac. Les niches ont été déterminées à la fois sur les données d'abondance et sur les données de taux de croissance nette à l'aide de deux méthodes différentes, soit l'analyse canonique des correspondances (CCA) et la maximisation de l'entropie d'information (MaxEnt). Ce sont finalement les niches déterminées avec les taux de croissance nette qui sont les plus pertinentes. Les deux méthodes ont donné des résultats semblables, mais c'est MaxEnt qui est la plus versatile pour l'ajout de nouvelles variables explicatives et c'est donc celle-ci que nous privilégierons dans le futur.

Mots-clés : Phytoplancton, Cytomètre en flux imageur, Paramètres environnementaux, Stratification, Niches

Table des matières

Table des matières	iv
Table des figures	vii
Liste des tableaux	ix
1 Problématique	1
1.1 L'importance du phytoplancton au niveau planétaire	1
1.2 L'importance des milieux aquatiques au Québec	3
1.3 Notre étude dans ce contexte	5
2 Objectifs	6
3 Hypothèses	6
4 Cadre théorique et méthodologie	6
4.1 Concepts de base de limnologie	6
4.2 Site d'étude	8
4.3 Station automatisée	9
4.3.1 Instruments	10
4.3.2 Les profils	12
4.4 Paramètres mesurés et calculés	13
4.4.1 Colonne d'eau	13
4.4.2 Météorologie	27
4.4.3 Mesures liées au phytoplancton	27
4.5 Détermination des niches écologiques	30
4.5.1 Analyse canonique des correspondances (CCA)	31
4.5.2 Méthode d'entropie maximale (MaxEnt)	36
4.6 Programmes et algorithmes utilisés	41

4.7	Organigramme	41
5	Résultats	44
5.1	CCA sur les données d'abondance	52
5.2	MaxEnt sur les données d'abondance	62
5.3	Abondance vs taux de croissance nette	64
6	Discussion	71
6.1	Retour sur les résultats	71
6.2	Aspects futurs à explorer	73
7	Conclusion	74
	Références	75
A	Carte bathymétrique du lac Montjoie	80
B	Données des suivis du lac Montjoie	81
B.1	Phosphore	81
B.2	Chlorophylle a	82
B.3	Transparence	82
C	Spécification des instruments	84
D	Positions relatives des instruments	86
E	Évaluations du fetch	87
F	Détails de la dérivation du Lake Number (L_N)	88
G	Inversion des combinaisons linéaires obtenues via la CCA	89
H	Effet de la moyenne glissante sur 24 heures et du seuil	90

I	Triplot des différentes CCA	91
J	Valeurs des niches obtenues par les différentes méthodes	95
J.1	Niches obtenues par les différentes méthodes à l'aide des données d'abondance	95
J.2	Niches obtenues par les différentes méthodes à l'aide des taux de croissance nette	97
K	Effets positifs et négatifs du seuillage	99
L	Photos correspondant aux catégories sélectionnées	105

Table des figures

1	Densité de l'eau pure et de la glace en fonction de la température.	8
2	Stratification thermique typique pour la saison estivale.	9
3	Schéma de la station automatisée et sa position au lac Montjoie.	10
4	Exemple illustrant la méthode de calcul des profondeurs limites de la stratification thermique.	15
5	Effet du vent sur un lac et sa stratification.	22
6	Effet de l'inclinaison de la thermocline par le vent sur les moments de force observés au centre de volume du lac C_v	26
7	Exemple de régression effectuée sur les données de chlorophylle pour déterminer $z_{chl\ lim}$	29
8	Comparaison entre une série temporelle d'abondance et la série temporelle de taux de croissance nette associée.	30
9	Exemple de "triplet".	35
10	Exemple explicatif du calcul de la fonction d'efficacité du récepteur (courbe ROC) pour l'obtention de l'aire sous celle-ci (AUC).	40
11	Organigramme méthodologique du projet de recherche.	43
12	Séries temporelles 2013 et 2014 de z_{th}^S	45
13	Séries temporelles 2013 et 2014 de z_e^S	45
14	Séries temporelles 2013 et 2014 de z_h^S	46
15	Séries temporelles 2013 et 2014 de Δz_m^S	46
16	Séries temporelles 2013 et 2014 de S_T	46
17	Séries temporelles 2013 et 2014 de $\langle T \rangle_{z_{th}^S}$	47
18	Séries temporelles 2013 et 2014 de $\langle N^2 \rangle_{z_{th}^S}$	47
19	Séries temporelles 2013 et 2014 de $E_{PAR}(0^-)$	47
20	Séries temporelles 2013 et 2014 de $\langle E_{PAR} \rangle_{z_{th}^S}$	48
21	Séries temporelles 2013 et 2014 de U_{10}	48
22	Séries temporelles 2013 et 2014 de u_*	48

23	Séries temporelles 2013 et 2014 de ε_{2m}	49
24	Séries temporelles 2013 et 2014 de W	49
25	Séries temporelles 2013 et 2014 de L_N	50
26	Séries temporelles 2013 et 2014 de T_{air}	50
27	Séries temporelles 2013 et 2014 de P_{tot}	50
28	Séries temporelles 2013 et 2014 de $z_{\text{chl lim}}$	51
29	Valeurs des variables environnementales sélectionnées correspondant aux échantillons pris par l'IFCB après l'application de la moyenne glissante de 24h et l'application du seuil.	54
30	Valeur d'abondance de la catégorie <i>Ankistrodesmoideae (family)</i> en fonction des 2 variables environnementales sélectionnées, permettant de visualiser l'unimodalité de la distribution d'abondance.	55
31	Valeurs des niches obtenues via la CCA sur les séries temporelles d'abondance de 2013 pour les catégories sélectionnées.	58
32	Comparaison entre les séries 2013 et 2014 et la niche obtenue via la CCA sur la série temporelle d'abondance de 2013 pour la catégorie <i>Dinobryon 3</i>	59
33	Comparaison entre les séries 2013 et 2014 pour la catégorie <i>Dictyosphaerium</i>	59
34	Comparaison entre les séries 2013 et 2014 et la niche obtenue via la CCA sur la série temporelle d'abondance de 2013 pour la catégorie <i>Ankistrodesmoideae (family)</i>	60
35	Comparaison entre les séries 2013 et 2014 et la niche obtenue via la CCA sur la série temporelle d'abondance de 2013 pour la catégorie <i>Oocystis</i>	60
36	Valeurs des niches obtenues à l'aide des séries temporelles d'abondance de 2013 et 2014 pour les catégories sélectionnées.	61
37	Comparaison des niches obtenues via la CCA et MaxEnt à l'aide des séries temporelles d'abondance de 2013 et 2014 pour les catégories sélectionnées.	63
38	Valeurs des niches obtenues via la CCA sur les séries temporelles d'abondance et de taux de croissance nette de 2013 et 2014 pour les catégories sélectionnées.	66
39	Comparaison des niches obtenues via la CCA à l'aide des séries temporelles d'abondance et de taux de croissance nette de 2013 et 2014 pour les catégories sélectionnées.	67
40	Valeurs des niches obtenues via MaxEnt sur les séries temporelles d'abondance et de taux de croissance nette de 2013 et 2014 pour les catégories sélectionnées.	68

41	Comparaison des niches obtenues via MaxEnt à l'aide des séries temporelles d'abondance et de taux de croissance nette de 2013 et 2014 pour les catégories sélectionnées.	69
42	Comparaison des largeurs de niches obtenues avec MaxEnt sur les séries temporelles de A_φ et de μ_φ	70
B.1	Moyennes et déviations standards (barres d'erreur) des mesures du phosphore total présent au Lac Montjoie.	81
B.2	Moyennes et déviations standards (barres d'erreur) des mesures de la concentration de chlorophylle a présent au Lac Montjoie.	82
B.3	Transparence de l'eau au lac Montjoie mesurée par la méthode du disque de Secchi.	83
H.1	Effet de la moyenne glissante de 24h et de l'application du seuil sur la série temporelle d'abondance de la catégorie <i>Ankistrodesmoideae (family)</i>	90
I.1	Triplot de la CCA effectuée sur les données d'abondance de 2013.	92
I.2	Triplot de la CCA effectuée sur les données d'abondance de 2013-2014.	93
I.3	Triplot de la CCA effectuée sur les données de taux de croissance nette de 2013-2014.	94
K.1	Valeurs des niches obtenues à l'aide des séries temporelles d'abondance de 2013 avec et sans l'application du seuil pour les catégories sélectionnées.	100
K.2	Comparaison des niches obtenues via la CCA à l'aide des séries temporelles d'abondance de 2013 avec et sans l'application du seuil pour les catégories sélectionnées.	101
K.3	Effet du seuil sur la niche obtenue et sa largeur pour la catégorie <i>Salpingoeca</i> . .	102
K.4	Effet du seuil sur la niche obtenue et sa largeur pour la catégorie <i>Oocystis</i> . . .	103
K.5	Effet du seuil sur la niche obtenue et sa largeur pour la catégorie <i>Chroococcus</i> 1	104

Liste des tableaux

C.1	Spécifications de la sonde 600R.	84
C.2	Spécifications de la sonde SBE 50.	84
C.3	Spécifications de la sonde SBE 19.	85
C.4	Spécifications de la sonde ECO Triplet.	85

C.5	Spécifications de la sonde HOCR.	85
D.1	Positions relatives des instruments pour les années 2013 et 2014.	86
E.1	Valeurs de fetch du lac Montjoie.	87

Glossaire

Les variables en rouges sont celles qui ont été utilisées dans les différentes méthodes de détermination des niches.

Symbole	Unité	Description
p_{inst}	Pa	Pression de la colonne d'eau mesurée par le SBE 50 et/ou SBE 19
p_{atm}	Pa	Pression atmosphérique
ρ	kg m^{-3}	Densité de l'eau
g	m s^{-2}	Accélération gravitationnelle
z	m	Profondeur dans la colonne d'eau
C_{Sp}	S m^{-1}	Conductivité spécifique
C	S m^{-1}	Conductivité
z_{th}	m	Profondeur de la thermocline journalière
z_e	m	Profondeur de la base de l'épilimnion journalier
z_h	m	Profondeur du début de l'hypolimnion journalier
Δz_m	m	Épaisseur du métalimnion journalier
ρ_e	m	Moyenne de densité de l'eau dans l'épilimnion journalier
ρ_h	m	Moyenne de densité de l'eau dans l'hypolimnion journalier
z_{th}^S	m	Profondeur de la thermocline saisonnière
z_e^S	m	Profondeur de l'épilimnion saisonnier
z_h^S	m	Profondeur du début de l'hypolimnion saisonnier
Δz_m^S	m	Épaisseur du métalimnion saisonnier
ρ_e^S	m	Moyenne de densité de l'eau dans l'épilimnion saisonnier
ρ_h^S	m	Moyenne de densité de l'eau dans l'hypolimnion saisonnier
E_{PAR}	$\mu\text{mole m}^{-2} \text{s}^{-1}$	Éclairement énergétique du rayonnement photosynthétiquement actif
$E(\lambda)$	$\mu\text{mole m}^{-2} \text{s}^{-1} \text{nm}^{-1}$	Éclairement énergétique spectral à la longueur d'onde λ
K_d	m^{-1}	Coefficient d'atténuation de l'eau
$E_{\text{PAR}}(0^-)$	$\mu\text{mole m}^{-2} \text{s}^{-1}$	Éclairement énergétique du rayonnement photosynthétiquement actif tout juste sous la surface
S_T	J m^{-2}	La stabilité de Schmidt
z_v	m	Centre de volume du lac
u_\star	m s^{-1}	Vitesse de friction
τ_w	$\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-2}$	Contrainte de cisaillement causée par le vent à la surface du lac
C_D	-	Coefficient de traînée

ρ_{air}	kg m^{-3}	Densité de l'air
U_{10}	m s^{-1}	Vitesse du vent à 10 m au dessus de la surface du lac
U_h	m s^{-1}	Vitesse du vent à une hauteur h au dessus du lac
κ	-	Constante de von Kármán
h	m	Hauteur de la mesure de la vitesse du vent au dessus du lac
$p_{\text{air sec}}$	Pa	Pression partielle de l'air sec
$R_{\text{air sec}}$	$\text{J kg}^{-1} \text{K}^{-1}$	Constante spécifique de l'air sec
T_{air}	$^{\circ}\text{C}$	Température de l'air
p_{vapeur}	Pa	Pression partielle de la vapeur d'eau
R_{vapeur}	$\text{J kg}^{-1} \text{K}^{-1}$	Constante spécifique de la vapeur d'eau
ϕ	-	Taux d'humidité relative
p_{sat}	Pa	Pression de vapeur saturante
ε_{z_i}	$\text{m}^2 \text{s}^{-3}$	Taux de dissipation de l'énergie cinétique de turbulence évalué à la profondeur z_i
ε_{2m}	$\text{m}^2 \text{s}^{-3}$	Taux de dissipation de l'énergie cinétique de turbulence évalué à 2 m de profondeur
W	-	Wedderburn Number
L_s	m	Fetch du lac
g'	m s^{-2}	Accélération gravitationnelle effective
N	s^{-1}	Fréquence de Brunt-Väisälä
z_m	m	Centre de masse
M	kg	Masse totale du lac
A_z	m^2	Aire du lac à la profondeur z
A_s	m^2	Aire du lac à la surface
L_N	-	Lake Number
$\langle T \rangle_{z_{th}}^S$	$^{\circ}\text{C}$	Température moyenne au-dessus de la thermocline saisonnière
$\langle N^2 \rangle_{z_{th}}^S$	s^{-2}	N^2 moyen au-dessus de la thermocline saisonnière
$\langle E_{\text{PAR}} \rangle_{z_{th}}^S$	$\mu\text{mole m}^{-2} \text{s}^{-1}$	E_{PAR} moyen au-dessus de la thermocline saisonnière
P_{tot}	mm	Précipitation journalière totale
$z_{\text{chl lim}}$	m	Estimation de la profondeur de la zone euphotique à l'aide des profils de chlorophylle.
A_{φ}	-	Abondance d'une catégorie de phytoplancton (nb d'images classées)
μ_{φ}	jour^{-1}	Taux de croissance nette d'une catégorie de phytoplancton

Remerciements

Tout d'abord, j'aimerais remercier Yannick Huot, Jay Lacey et Beatrix Beisner pour leur support, leurs conseils et leur supervision. Un merci plus particulier à Yannick Huot qui m'a fait confiance tout au long de mon projet de maîtrise et lors des autres projets connexes qui m'ont permis de prendre de l'expérience dans différents aspects du monde de la recherche. Merci aussi pour le temps pris pour les discussions et les corrections à propos de mes différents documents.

Merci à Garbiel Diab pour l'aide et le temps requis par les nombreuses sorties terrain et les nombreuses réparations sur la station. Merci à Patrick Cliche pour son expertise et son aide lors des réparations et la fabrication de montages en lien avec la station. Merci à Tara Tapics pour son travail "de moine" en ce qui a trait à la classification des images prises par l'IFCB. Sans ce travail minutieux et rigoureux, ce projet de recherche n'aurait pas pu être réalisé. Merci aussi à tous les autres membres du laboratoire qui ont participé de près ou de loin aux sorties sur le terrain.

J'aimerais aussi remercier mes camarades du Baccalauréat en Physique qui m'ont permis d'évoluer autant au niveau scientifique qu'au niveau personnel et avec qui j'ai passé de bons moments. Plus particulièrement, merci Jean Olivier Simoneau pour tes conseils et ton aide à propos de python, L^AT_EX, Linux, etc. Merci à Maxime Hardy pour tes connaissances et tes enseignements (parfois amères) qui sont venus brasser un peu ma vie. Manuel Barrette, merci d'avoir embarqué dans mes folies et de m'avoir empêché d'en faire pour le futur. Tu m'as montré l'importance de se tenir debout (avoir une colonne) face à ses convictions présentes et futures. Merci à Camil Steve Hamel pour ses conseils de vie, pour les expéditions de canot-camping et pour les fous rires. Samuel Parent, merci de m'avoir fait comprendre qu'il y a un équilibre entre vie personnelle et vie professionnelle et qu'il ne faut pas trop s'en faire pour le futur.

Enfin, j'aimerais remercier les membres de ma famille pour leur support et leurs encouragements dans mes différents projets qui ont fait de moi ce que je suis devenu.

Finalement, merci à Noémie Bruneau pour son support et sa présence. Les mots me manquent pour te dire combien tu comptes pour moi.

"Quand t'es un enfant, on te demande en rang, qu'est-ce tu vas faire quand tu vas être grand ? Une job une famille, quelque chose de steady, qui remet pas en doute l'autorité."

- Robert Fusil et les chiens fous

1 Problématique

1.1 L'importance du phytoplancton au niveau planétaire

Bien que plus de 70 % de la surface de la Terre soit couverte par des océans et des lacs, les connaissances acquises sur ces immenses écosystèmes aquatiques sont plutôt limitées. Ceci s'explique par le fait que les difficultés techniques rencontrées pour effectuer des études en milieux aquatiques sont grandes. Par contre, l'importance de comprendre ce qui se déroule dans cet écosystème et les différents couplages qui existent entre les plans d'eau et l'atmosphère est facilement démontrable.

Tout d'abord, il est important de savoir que les océans contribuent à 50 % de la production primaire nette sur Terre (Field et al., 1998). Bien que dans les eaux côtières les macrophytes benthiques contribuent significativement à la production primaire, en eau libre c'est le phytoplancton qui est responsable de 90 % de la production primaire. Ainsi, le phytoplancton contribue de manière significative à la production primaire sur Terre.

Étant à la base de la chaîne alimentaire aquatique, le phytoplancton joue aussi un rôle essentiel dans l'écosystème aquatique. En effet, on sait depuis longtemps que la production primaire du phytoplancton est transférée et perdue à travers la chaîne alimentaire respectivement par la prédation et le métabolisme. En fait, 90 % de la production primaire nette du phytoplancton sert à supporter les organismes hétérotrophes qui l'entourent (zooplancton et autres brouteurs et les décomposeurs). Ainsi, si une modification de la communauté phytoplanctonique survient, c'est la chaîne trophique en entier qui sera affectée par ce changement.

Sachant que les communautés de phytoplancton sont affectées par les conditions environnementales qui les entourent, un changement de ces conditions viendra nécessairement modifier la structure de la chaîne alimentaire (Munk et al., 2003). Ce rôle critique incite à acquérir une meilleure compréhension des facteurs qui peuvent influencer la taille et la composition des communautés de phytoplancton. Ces connaissances sont particulièrement pertinentes dans le contexte de changements climatiques (p. ex. températures plus élevées, conditions météorologiques plus variables et modification des propriétés physico-chimiques des lacs) et d'eutrophisation¹ des eaux intérieures. En particulier, l'eutrophisation peut conduire à une forte augmentation de la croissance des cyanobactéries² toxiques dans les lacs. Les propriétés physiques de la colonne d'eau, telles que la stratification de cette dernière, sont susceptibles d'être modifiées avec les changements climatiques (Reynolds, 2006). En moyenne, les eaux de surface plus chaudes devraient conduire à moins de turbulence due à une stratification plus forte. Toutefois, les prévisions de tempêtes plus fréquentes et plus fortes (IPCC, 2007) conduiraient à des événements de grande turbulence qui vont modifier temporairement la stratification forte. Ces changements ont le potentiel de modifier sérieusement les conditions de croissance dans les écosystèmes aquatiques ; dans l'océan la diminution observée du phytoplancton en surface est corrélée avec une augmentation de la stratification (Boyce et al., 2010).

1. "L'état trophique d'un lac exprime son degré d'eutrophisation, allant de très peu enrichi par les matières nutritives, c'est-à-dire ultra-oligotrophe, à très enrichi, c'est-à-dire hyper-eutrophe." (MDEELCC, 2016)

2. Du point de vue taxonomique, les cyanobactéries correspondent à une classe du phytoplancton.

Ces effets sur la chaîne trophique peuvent éventuellement avoir des répercussions importantes sur les aspects économiques et alimentaires de notre société. [Chassot et al. \(2010\)](#) démontrait qu'il existait un lien clair entre la production primaire de phytoplancton et les prises de la pêche commerciale ; la production primaire devenant de plus en plus le facteur limitant le nombre et la taille des prises. Ainsi, si la production primaire diminue, il est attendu que la taille et le nombre de prises de la pêche commerciale diminuent. Son étude permettait aussi de déterminer si un type et/ou une méthode de pêche est durable et peut être maintenu sans mettre en péril l'écosystème. Dans une perspective de changements climatiques, il est donc possible que certaines méthodes de pêche qui étaient soutenables auparavant ne le soient plus dans le futur si lesdits changements viennent diminuer la productivité primaire. Tel que mentionné précédemment, une diminution du phytoplancton en surface est observée avec l'augmentation de la stratification ([Boyce et al., 2010](#)). Ceci laisse donc présager, dans un contexte de réchauffement climatique, de futurs problèmes économiques pour les communautés dépendantes de la pêche commerciale, mais aussi des problèmes de surpêches et de sécurité alimentaire si aucune action n'est posée.

Le phytoplancton joue aussi un rôle majeur dans la séquestration de CO_2 . Le gradient de CO_2 à l'interface atmosphère-eau dicte si le lac ou l'océan émet ou absorbe du CO_2 . Si l'on se trouve dans une région très productive, la photosynthèse consommera beaucoup du CO_2 dissout dans l'eau et générera beaucoup d' O_2 . Dans ce cas, de l' O_2 sera émis vers l'atmosphère et du CO_2 sera absorbé par l'eau de surface. Par contre, dans des régions moins productives (manque de lumière, manque de nutriments, broutage intensif...) ce sera plutôt l'inverse qui se produira, soit l'émission de CO_2 et l'absorption d' O_2 par l'eau de surface (c'est le cas pour la plupart des lacs de notre région). Dans les régions productives, le CO_2 sera absorbé dans les organismes lors de la photosynthèse et transformé en carbone organique (c'est le cas pour les lacs eutrophes de notre région). Suite à cette absorption par les organismes, le CO_2 peut prendre différentes formes et directions. La majorité de ce carbone sera réémis en CO_2 dans l'eau de surface via la respiration. Par contre, une certaine proportion du carbone sera transportée en profondeur par des cellules mortes ou en dormance, par des fèces ou par d'autres matériaux coulant vers le fond. Une faible part de ces matériaux sera séquestrée dans les sédiments, mais la majorité sera décomposée et du CO_2 sera émis lors de cette décomposition. Ce CO_2 se dissoudra dans l'eau et se combinera avec les molécules d'eau pour former éventuellement un acide faible (acide ascorbique - H_2CO_3). Cette séquestration du CO_2 dans les sédiments peut durer des centaines d'années voire des millénaires. La suite de processus menant à celle-ci est appelée pompe biologique. Une étude récente démontre qu'entre 1800 et 1994 environ 48 % des émissions de CO_2 dues à la combustion de combustibles fossiles par l'homme et par la fabrication du ciment a été séquestré dans l'océan ([Sabine et al., 2004](#)). Cette séquestration est de nature physique et non biologique puisque la production primaire du phytoplancton n'est pas limitée en carbone, mais plutôt en nutriments ([Moore et al., 2013](#)) ou en lumière ([Boyd, 2002](#)). Par contre, l'acidification de l'eau causée par l'absorption supplémentaire de CO_2 pourrait altérer la pompe biologique en empêchant la présence de certaines espèces de phytoplancton qui doivent maintenir un exosquelette de calcium ([Feely et al., 2004](#); [Orr et al., 2005](#)) et qui jouent un rôle important dans la sédimentation de matière organique vers les fonds océaniques.

Il se dégage des différents plans d'eau des composés organiques volatils tel que le diméthylsulfure (DMS). Une fois dans l'atmosphère, les DMS peuvent agir comme des noyaux de condensa-

tion suite à diverses transformations chimiques (oxydation et autres). La vapeur d'eau présente dans l'atmosphère se dépose ainsi sur ces noyaux de condensation pour former une gouttelette et favorise donc la formation de nuages et les précipitations. Par conséquent, l'évacuation de DMS dans l'atmosphère affecte les propriétés radiatives de l'atmosphère. [Charlson et al. \(1987\)](#) suggérait l'existence d'une boucle de rétroaction négative sur le climat dans laquelle le phytoplancton soumis à des températures et éclairagements plus élevés émettrait davantage de DMS favorisant ainsi la formation de nuages qui réduiraient l'éclairement solaire reçu et maintiendraient donc des conditions optimales pour lui. Plus récemment, [Toole and Siegel \(2004\)](#) démontrait justement que l'émission de DMS par le phytoplancton dans les eaux libres de l'océan était principalement liée aux stress physiologiques causés par l'exposition aux radiations UV et à de faibles profondeurs de mélange. Ces résultats laissent croire que le phytoplancton pourrait jouer un rôle non négligeable sur le climat dans les années futures. Par exemple, une potentielle augmentation de l'exposition aux radiations UV causée par un amincissement de la couche d'ozone et une plus grande stratification (réduction de la profondeur de mélange) due à un réchauffement climatique pourrait augmenter la production de DMS et favoriser la formation de nuages.

Que ce soit dans les océans ou les lacs, les nombreux aspects mentionnés précédemment dans cette section mettent en lumière l'importance qu'a le phytoplancton ainsi que la nécessité de mieux comprendre ce qui dicte la taille et la composition de cette communauté d'organismes autotrophes. En fait, comme c'est la taille et la composition de la communauté de phytoplancton qui sont directement affectées par l'environnement, tout changement dans cette communauté affectera ensuite de près ou de loin le réseau trophique dans son entièreté ([Kiorboe, 1993](#); [Reynolds, 2006](#)).

1.2 L'importance des milieux aquatiques au Québec

Au Québec, c'est 22 % de la superficie totale de 1 667 712 km² qui est couverte par de l'eau ; plus précisément 13 % par de l'eau douce et 9 % par de l'eau saumâtre ou salée ([Gouv. Qc, 2016](#)). En fait, c'est près de 207 500 km² qui est occupé par plus de 3.6 millions de plans d'eau douce ([MDDELCC, 2016](#)). Les différents plans d'eau sont primordiaux pour plusieurs aspects de la société québécoise tels que l'économie, les loisirs et l'approvisionnement en eau potable. Afin d'assurer la pérennité de chacun de ces aspects, il est important d'acquérir un maximum de connaissances sur les dynamiques et équilibres des écosystèmes aquatiques, ce qui passe tout d'abord par la base de sa chaîne trophique soit le phytoplancton. Cette section sert donc à mettre en évidence que certaines problématiques québécoises ont besoin de ces connaissances pour mettre en place des législations et/ou plans d'action de manière éclairée.

Tout d'abord, la pêche commerciale occupe une part importante de l'économie dans certaines régions. C'est le cas pour la Gaspésie, la Côte-Nord, le Bas-Saint-Laurent et les Îles de la Madeleine où s'effectue la grande majorité de la pêche commerciale en milieu marin. Cette dernière comptait, en moyenne entre 2006 et 2012, 3000 pêcheurs et aides-pêcheurs et les débarquements étaient d'environ 58000 tonnes ce qui correspond à une valeur de 139.4 M\$ ([MAPAQ, 2013](#)). En eau douce, dans une moindre mesure, nous retrouvons en moyenne 350 pêcheurs et aides-pêcheurs avec des débarquements d'environ 650 tonnes correspondant à une

valeur de 1.6 M\$. Si nous désirons empêcher la surpêche tout en conservant cette industrie, des études comme celle de [Chassot et al. \(2010\)](#) présentée précédemment sont nécessaires.

L'eutrophisation anthropique d'un lac correspond à une croissance excessive des algues et plantes aquatiques résultant du rejet de grandes quantités de nutriments dans un plan d'eau où un ou plusieurs de ces nutriments étaient en carence. En général, c'est le phosphore qui a le plus d'effet sur l'eutrophisation, car il est généralement un élément limitant du milieu. Par contre, c'est parfois l'azote qui est en carence, alors ces plans d'eau sont davantage influencés par les fluctuations de concentration d'azote. L'augmentation des quantités de phosphore dans plusieurs lacs est due aux activités humaines telles que l'utilisation d'engrais phosphatés, l'augmentation des quantités d'eaux usées domestiques, certains rejets industriels, etc. Ces apports en phosphore favorisent alors certaines espèces de phytoplancton. L'abondance de certaines espèces en particulier peut être problématique pour l'humain. Par exemple, lors des fortes croissances de cyanobactéries (fleurs d'eau) celles-ci produisent de la microcystine une toxine qui est néfaste pour l'humain, voire même mortelle si ingérée en trop grande quantité.

En fait, le nombre de plans d'eau pour lesquels un épisode de fleur d'eau visible a été rapporté au cours de l'année a augmenté entre 2004 et 2007 passant de 21 à 167 ([MDDELCC, 2015](#); [MDDEFP, 2014](#)). Il faut noter qu'une part de cette augmentation pourrait provenir d'une plus grande inquiétude/connaissance de la part de la population. Suite à la mise en place d'un plan d'action par le gouvernement en 2006, ce nombre a baissé pour atteindre 85 en 2013 et 46 en 2014. Par contre, comme le mentionne [Pick \(2016\)](#), il n'est pas inconcevable qu'une partie de cette diminution soit due à un plus faible taux d'événements rapportés sachant que la valeur des propriétés adjacentes à un lac problématique pourrait chuter comme cela fut déjà observé ailleurs en Amérique ([Limburg et al., 2010](#)). Quoi qu'il en soit, ces événements demeurent tout de même préoccupants puisque certaines espèces de phytoplancton excrètent des substances chimiques toxiques et/ou nuisibles qui peuvent compromettre la qualité de l'eau. Lorsque ces relâchements s'effectuent de façons sporadiques et intenses, ils peuvent grandement compromettre la qualité de l'eau (voire la rendre non potable), la santé de la faune (voire causer la mort de certains animaux) et empêcher certaines activités récréatives ([Chorus et al., 2000](#)). Sachant qu'entre 2007 et 2012, ce n'est pas moins de 413 plans d'eau pour lesquels des fleurs d'eau ont été rapportées ([MDDELCC, 2016](#)) et que parmi ces plans d'eau il y a 388 lacs et réservoirs dont la majorité dans des régions prisées pour la villégiature (Laurentides, Lanaudière, l'Outaouais et l'Estrie), il est justifié de s'inquiéter et de vouloir protéger les plaisanciers qui pratiquent des activités qui peuvent les mettre en contact avec ces toxines. Considérant que ces toxines peuvent entraîner des irritations de la peau, du nez, de la gorge ou des yeux et que l'ingestion peut mener à des maux de ventre ou de tête, des diarrhées ou des vomissements et éventuellement à des troubles neurologiques et hépatiques ([Chorus et al., 2000](#); [Labine and Minuk, 2009](#)), il est impératif d'interdire la baignade et autres activités nautiques incluant potentiellement des contacts avec l'eau contaminée si des fleurs d'eau de cyanobactéries surviennent. Il est donc important de pouvoir prédire l'apparition d'accumulation de surface de ces cyanobactéries toxiques et donc les conditions environnementales sous lesquelles ces événements se produisent. Actuellement, ces prédictions sont encore très difficiles et davantage d'études sur les conditions dictant la présence accrue des cyanobactéries sont nécessaires (p. ex. [Soranno \(1997\)](#), [Downing et al. \(2001\)](#), [Jacoby et al. \(2000\)](#) et [Taranu et al. \(2015\)](#)).

Enfin, au Québec c'est 85 % de la population qui reçoit son eau potable de réseaux municipaux (MDDEP, 2012). Ces réseaux s'approvisionnent principalement d'eaux souterraines, mais plusieurs utilisent de l'eau de surface. Par contre, en proportion de la population totale du Québec, l'eau de surface alimente près de 70 % de celle-ci. Parmi les réseaux municipaux résidentiels s'approvisionnant dans les eaux de surface, on en compte 24.7 % dont l'eau est puisée dans un lac (MDDEP, 2012). D'autre part, environ 14 % de la population, ce qui correspond à un peu plus d'un million de personnes, est alimentée par sa propre installation ou à partir d'un très petit réseau (MDDEP, 2012). La détérioration de la qualité de l'eau puisée, causée par exemple par des événements de fleurs d'eau de cyanobactéries toxiques, oblige un traitement plus complexe avant de pouvoir la distribuer pour la consommation³. Ces traitements plus complexes sont coûteux et devront être mis en place sur les différents réseaux, ce qui nécessitera de nouvelles installations ou des modifications aux installations déjà présentes. De plus, pour les 14 % de la population qui sont alimentés par leur propre installation, ces coûts supplémentaires pourraient les inciter, par manque de connaissance des dangers ou par imprudence, à ne pas modifier leur installation. Malgré que les événements de fleurs d'eau aient semblé diminuer suite au plan d'action du gouvernement en 2006, l'augmentation de la fréquence et de l'intensité des événements météorologiques extrêmes (p. ex. les précipitations) prédite avec les changements climatiques (IPCC, 2007) pourrait éventuellement réaugmenter ces occurrences et devenir un problème important au niveau de l'approvisionnement en eau potable. Par exemple, les précipitations pourraient augmenter les apports en phosphore dans les lacs via le ruissellement dans leur bassin versant et causer une augmentation de leur productivité (Vincent, 2009). Aussi, la hausse prédite des températures pourrait augmenter la période libre de glace des lacs et donc l'exposition aux radiations solaires. Le réchauffement causé des eaux de surface et l'augmentation de la stratification de la colonne d'eau pourraient favoriser l'eutrophisation des lacs (Vincent, 2009).

1.3 Notre étude dans ce contexte

Avec l'avènement de systèmes de mesure permettant d'identifier le phytoplancton présent dans les lacs et de mesurer simultanément les paramètres de la colonne d'eau et environnementaux, il est maintenant possible d'étudier comment varie la composition de la communauté de phytoplancton en fonction des conditions du milieu. C'est avec de telles connaissances qu'il sera possible de mieux comprendre et agir face aux problématiques étayées précédemment. De plus, c'est avec une bonne compréhension des phénomènes et mécanismes actuels que nous pourrions effectuer des prédictions logiques et probables des impacts des changements qui surviendront dans le futur. C'est sur cet aspect de la compréhension étayée des mécanismes actuels que vient s'intégrer notre étude. Nous espérons ici déterminer les variables environnementales importantes qui dictent les changements de taille et de composition de la communauté de phytoplancton à l'échelle d'un lac. Nous nous demandons donc, quelles sont ces variables environnementales importantes dans le lac étudié et quelles sont quantitativement les niches des espèces en fonction de ces variables? Une fois la méthode éprouvée et une compréhension lo-

3. Pour une revue des méthodes de traitement des eaux en lien avec les toxines générées par les cyanobactéries, nous vous invitons à consulter l'article de Svrcek and Smith (2004).

cale acquise, une généralisation de la méthode pour l'étude d'autres lacs et potentiellement d'autres milieux aquatiques pourra être effectuée. Qui plus est, les résultats obtenus pourraient aussi permettre d'effectuer des prédictions à propos des communautés planctoniques qui seront présentes sous d'autres conditions environnementales.

2 Objectifs

L'objectif général du projet de recherche est de :

- Déterminer quantitativement les niches écologiques d'espèces de phytoplancton du lac Montjoie.

Afin de réaliser cet objectif général, il faudra accomplir les objectifs spécifiques suivants :

- Mesurer et calculer les paramètres de la colonne d'eau du lac et des paramètres environnementaux.
- Obtenir des séries temporelles d'abondance des différentes espèces présentes.
- Déterminer les paramètres mesurés et calculés, non redondants entre eux, expliquant le mieux les variations d'abondance des espèces.
- Définir les niches écologiques de différentes espèces selon les paramètres retenus.

3 Hypothèses

Dans le présent projet, deux hypothèses seront effectuées et examinées :

- Parmi les paramètres environnementaux et/ou paramètres de la colonne d'eau du lac qui ont pu être mesurés, certains seront des facteurs suffisamment importants pour permettre d'anticiper des changements d'espèces de phytoplancton présentes et leur abondance.
- Il est possible de déterminer à l'aide des données in situ les niches de certaines espèces de phytoplancton.

4 Cadre théorique et méthodologie

4.1 Concepts de base de limnologie

Nous introduirons ici quelques concepts de base de la limnologie afin que le lecteur ait une compréhension de la terminologie utilisée dans le reste du mémoire. Quiconque ayant une connaissance de base en limnologie peut immédiatement passer à la section [4.2](#). Cette section

est très succincte, nous suggérons la lecture de [O'Sullivan and Reynolds \(2008\)](#) pour une introduction plus complète sur les concepts de base de la limnologie.

L'eau, malgré qu'abondante et commune sur Terre, présente des caractéristiques atypiques qui lui confère ses propriétés caractéristiques qui permettent de soutenir la vie et les écosystèmes aquatiques tels qu'on les connaît. La plupart de ces caractéristiques proviennent de sa structure moléculaire et des interactions de celle-ci. La molécule d' H_2O possède une polarité due à l'électronégativité plus forte de l'oxygène par rapport à celle de l'hydrogène. L'atome d'oxygène a deux charges partielles négatives et les atomes d'hydrogène une charge partielle positive. Cette polarité vient influencer les interactions d'une molécule d'eau avec les molécules avoisinantes, dont les autres molécules d'eau. L'attraction des pôles positifs vers les pôles négatifs fait en sorte que la molécule d'eau peut faire jusqu'à quatre ponts hydrogène avec d'autres molécules d'eau. Ce sont ces attractions entre les molécules d'eau qui lui confèrent la majorité de ses propriétés physiques atypiques : sa densité élevée, sa viscosité élevée, son point d'ébullition élevée, sa grande tension de surface, etc.

La situation où chaque molécule d'eau effectue quatre ponts hydrogène avec des molécules d'eau avoisinantes correspond à la configuration la plus énergétiquement favorable. Dans l'eau liquide, l'agitation thermique des molécules est trop élevée pour que cette situation idéale soit atteinte. Par contre, dans la glace, c'est cette configuration qui est observée et qui crée la structure cristalline. Dans une telle structure, les molécules d'eau sont plus loin les unes des autres comparativement à ce qui est observé dans la phase liquide. Ceci fait en sorte, que la densité de la glace (916.8 kg m^{-3} à 0°C) est plus faible que celle de l'eau liquide. Lorsque la glace fond, l'agitation thermique plus forte rompt en grande partie la structure cristalline ce qui permet aux molécules d'eau de se rapprocher significativement les unes des autres. On observe donc une augmentation abrupte de la densité (999.87 kg m^{-3} à 0°C). Des sous-groupes de molécules demeurent tout de même liés ensemble via quatre ponts hydrogène. Cependant, ces sous-groupes se brisent et reforment sans cesse à cause de l'agitation thermique. Plus la température de l'eau est augmentée, plus le nombre de ces sous-groupes, leur taille et leur durée de vie diminuent. Alors, la distance moyenne entre les molécules diminue et la densité de l'eau augmente. En revanche, à plus haute température, l'amplitude du mouvement des molécules dû à l'agitation thermique augmente, diminuant ainsi la densité. Comme il existe un phénomène réduisant la densité à basse température et un autre réduisant la densité à haute température, la densité passe donc par un maximum à une température entre le point de congélation et le point d'ébullition. Cette température pour de l'eau pure à pression atmosphérique est de 3.94°C et la densité atteinte est de 1000 kg m^{-3} . Les valeurs de densité de l'eau pure et de la glace à pression atmosphérique en fonction de la température sont présentées à la figure 1.

Ce maximum de densité de l'eau douce aux alentours de 4°C crée des stratifications thermiques dans les lacs et des périodes de transition dictées par les saisons⁴. Au **printemps**, la température au fond du lac est généralement à 4°C et l'eau en surface, sous la glace, est près de 0°C . Une fois la glace fondue, l'eau de surface se réchauffe tranquillement et se rapproche de 4°C . À ce moment, même un faible vent pourra mélanger l'entièreté de la colonne d'eau du lac. L'**été**, l'eau de surface se réchauffe et devient moins dense que l'eau profonde. Il se

4. Les stratifications et transitions expliquées ici peuvent varier selon la profondeur des lacs et l'intensité des vents observés.

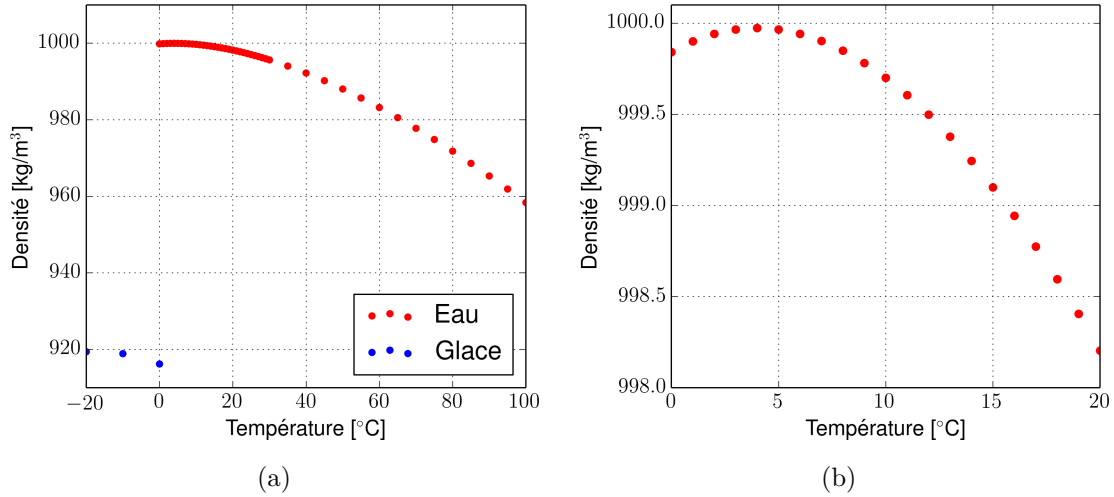


FIGURE 1 – (a) Densité de l’eau pure (points rouges) et de la glace (points bleus) en fonction de la température. (b) Agrandissement entre 0 et 20 °C pour mieux visionner le maximum de densité de l’eau pure.

forme alors une couche d’eau chaude en surface (épilimnion) et une couche d’eau froide en profondeur (hypolimnion) qui sont séparées par une couche de transition (métalimnion). La figure 2 illustre un profil de température typique observé en saison estivale et les couches mentionnées précédemment. L’**automne**, l’eau de l’épilimnion se refroidit jusqu’à atteindre une température semblable à celle de l’hypolimnion. À ce moment, le vent mélange l’entièreté de la colonne d’eau. Lorsque toute la colonne d’eau atteint une température de 4 °C, l’eau de surface continue de diminuer de température jusqu’à atteindre le point de congélation et qu’une couche de glace recouvre le lac. Durant l’**hiver**, on observe le retour de la faible stratification dite inverse.

Dans notre étude, nous utiliserons des données recueillies durant la saison estivale. Le lac présentera donc une stratification thermique. La nomenclature des strates introduite ici sera donc utilisée dans la suite du document.

4.2 Site d’étude⁵

Le site d’étude est le lac Montjoie (voir figure 3(a)) situé à 20 minutes à l’ouest de Sherbrooke dans la municipalité de St-Denis-de-Brompton. Il s’agit d’un lac de tête, ce qui signifie qu’il n’a pas d’affluents importants. Seuls les ruisseaux du lac Chevreuil et du lac Molasse s’y déversent. Ceux-ci étant marécageux, ils assurent une bonne régulation du niveau d’eau au cours de l’année. La présence d’un barrage à la décharge naturelle du lac favorise aussi la régulation du niveau de l’eau. On mesure environ 500 mm entre le niveau d’eau maximal et minimal du lac, ce qui est en fait un lac au niveau très stable. Son bassin versant est de 8 km² et fait lui même partie du bassin hydrographique de la rivière St-François dans laquelle

5. Les informations relatives à l’hydrologie du lac Montjoie proviennent de [Boucher et al. \(2006\)](#).

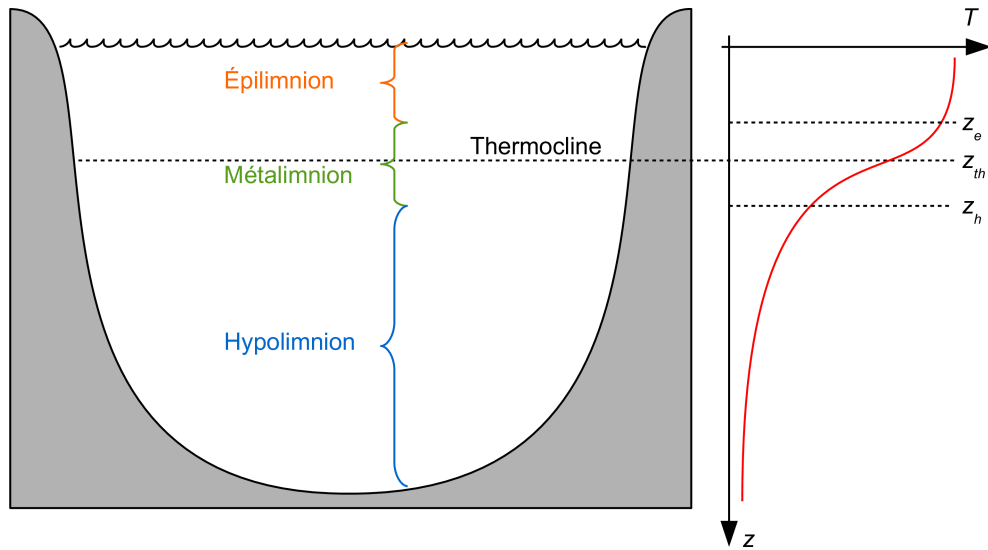


FIGURE 2 – Stratification thermique typique pour la saison estivale. À droite se trouve un profil de température typique pour la saison estivale sur lequel on a identifié la base de l'épilimnion z_e , le début de l'hypolimnion z_h . La thermocline z_{th} est aussi indentifiée sur le profil et est définie comme étant la profondeur à laquelle on retrouve le gradient de densité maximal dû à la stratification thermique.

il se déverse via le ruisseau Key. Très peu d'agriculture est effectué dans le bassin versant du lac. La moitié de la rive du lac fera partie du Parc National de Mont Orford et l'autre moitié est occupée par des riverains. Les moteurs à essence sont proscrits sur ce lac depuis 1989 et toutes les habitations sont reliées aux égouts depuis 1981. Son étendue nord-sud est d'une longueur de 3.4 km et sa largeur moyenne est de 1.9 km. Il a une superficie de 3.29 km² et son périmètre est de 11.3 km. Sa profondeur maximale enregistrée est de 22.25 m et sa profondeur moyenne est de 5.36 m. Le volume d'eau moyen est de 26 100 000 m³ et son temps de renouvellement est estimé à 618 jours. Lors des journées chaudes et ensoleillées de la période estivale, l'abaissement du niveau d'eau par évaporation peut atteindre 25 mm par jour. [Prairie and Wild \(2000\)](#) mentionne que ce lac a un caractère méso-oligotrophe, malgré que l'oxygène dissous dans l'hypolimnion est presque épuisé en fin de saison. Enfin, ce lac est dimictique ce qui signifie que ses eaux se mélangent deux fois par année. Des données moyennes du phosphore, de la chlorophylle a et de la transparence prises dans le lac sont présentées en annexe B. Outre les raisons logistiques et techniques, ce lac a été sélectionné pour nos études puisqu'il s'agit d'un lac à caractère "naturel", ce qui signifie qu'il permet d'étudier les successions dans la communauté phytoplanctonique qui sont régis par l'environnement et les cycles saisonniers plutôt que par des activités humaines à proximité du lac.

4.3 Station automatisée

Une partie des mesures a été réalisée à partir d'une station de mesure automatisée. Celle-ci consiste en une cage d'aluminium flottante sur laquelle plusieurs instruments sont fixés (voir

figure 3(b)). Elle est ancrée au fond du lac dans une zone de 18 mètres de profondeur et est reliée à une source de courant et un ordinateur de contrôle via un câble sous-marin (voir figure 3(a)). La position de la station dans le lac a été choisie en fonction de facteurs logistiques et de facteurs bathymétriques. Celle-ci est positionnée près de la fosse du lac, mais pas exactement au point le plus profond afin de gêner le moins possible les gens pratiquant la pêche sportive. De plus, elle est positionnée entre la fosse et l'endroit sur la rive où il nous était possible d'obtenir une alimentation électrique et d'y installer l'ordinateur de contrôle. Elle possède un treuil qui permet de contrôler sa position verticale. Ainsi, il est possible de mesurer différents paramètres du lac à des positions déterminées. Il est aussi possible de prendre des mesures pendant que la station est en mouvement vertical à une vitesse donnée. Sa période de déploiement est de la fonte printanière jusqu'au gel autumnal du lac.

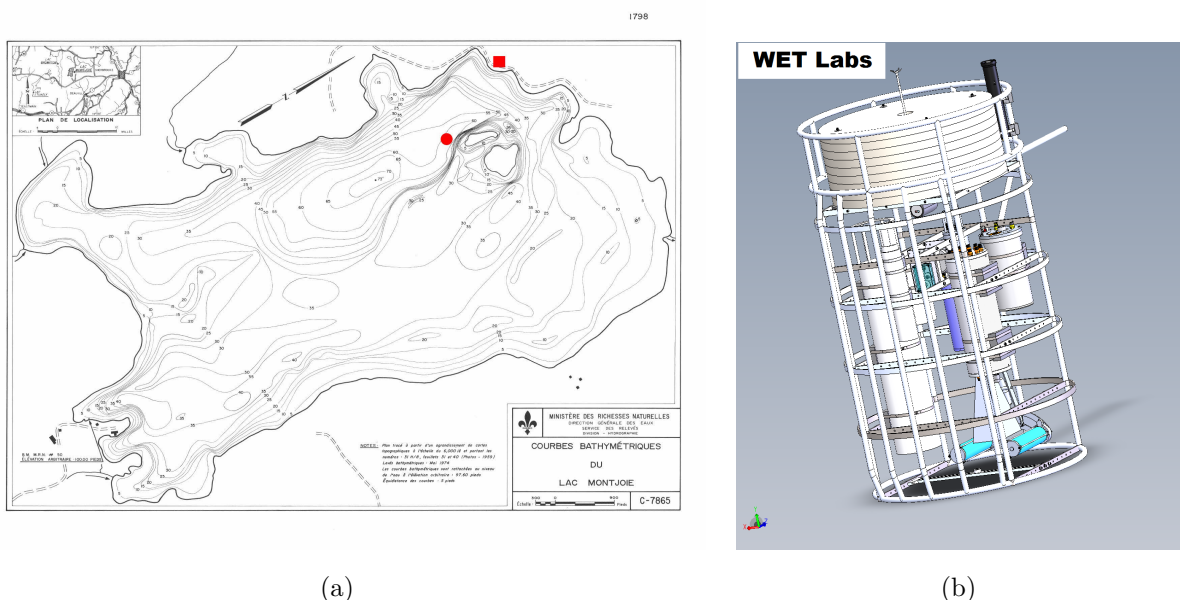


FIGURE 3 – (a) Positionnement de la station (cercle rouge) et de l'ordinateur de contrôle (carré rouge) au lac Montjoie. Une version agrandie de cette carte est présentée en annexe A. (b) Schéma de la station automatisée.

4.3.1 Instruments

Cette section présente les différents instruments se trouvant sur la station et dont les données seront utilisées dans cette étude. La plage de fonctionnement et la précision de ces instruments sont fournies en annexe C.

600R (YSI)

Il s'agit d'une sonde multiparamètre qui permet de mesurer la température [$^{\circ}\text{C}$], le taux d'oxy-

gène dissous [% saturation], la conductivité spécifique [mS cm^{-1}] et le pH de l'eau. Sa fréquence d'acquisition est de 0.25 Hz. Cet instrument a été déployé en 2012 et 2013.

SBE 50 (Sea-Bird Electronic)

Le SBE 50 mesure la pression de la colonne d'eau se trouvant au-dessus de lui [dbar]. Sa fréquence d'acquisition interne est de 16 Hz, mais la programmation des séquences d'acquisition de données de la station ne permettait d'obtenir les profondeurs qu'à 1 Hz. Cet instrument est couplé avec le treuil de la station et permet de contrôler la position verticale de la station dans le lac. En 2013, ce sont les mesures de cet instrument qui étaient utilisées pour associer une profondeur à chacune des mesures prises. La fréquence d'acquisition réduite à 1 Hz n'était donc pas problématique puisque les autres instruments utilisés en 2013 n'avaient pas des fréquences d'acquisition supérieure à 1 Hz.

SBE 19 (Sea-Bird Electronic)

Le SBE 19 est aussi une sonde multiparamètre qui mesure la température [$^{\circ}\text{C}$], le taux d'oxygène dissous [mL L^{-1}]⁶ et la conductivité de l'eau [S m^{-1}], ainsi que la pression de la colonne d'eau au-dessus de l'instrument [dbar]. Cet instrument a remplacé le 600R à partir du printemps 2014⁷. Il a aussi pris la place du SBE 50 pour l'association des profondeurs aux différentes mesures à partir de ce même printemps. Sa fréquence d'acquisition est de 4 Hz.

ECO Triplet (WET Labs)

Cet instrument est à la fois un fluorimètre et un capteur de rétrodiffusion. Il est utilisé afin de mesurer la fluorescence de la chlorophylle en émettant une lumière bleue de 470 nm (excitation) et en mesurant l'émission rouge à 695 nm. La mesure de cette fluorescence sert à estimer la quantité de biomasse présente [$\mu\text{g L}^{-1}$]. L'instrument est aussi utilisé afin de mesurer la rétrodiffusion dans le vert à 532 nm [$\text{m}^{-1} \text{sr}^{-1}$]. Enfin, il possède aussi un capteur pour évaluer la quantité de phycocyanine [ppt], en excitant à 630 nm et en mesurant l'émission à 695 nm. Sa fréquence d'acquisition est 1 Hz.

HOCR (Satlantic)

Le HyperOCR (HOCR) est un radiomètre hyperspectral mesurant l'éclairement descendant (downwelling planar irradiance, $\mu\text{W cm}^{-2} \text{nm}^{-1}$) à tous les 3.3 nm entre 350 nm et 800 nm. La fréquence d'acquisition de l'instrument est variable puisqu'il intègre pendant un certain temps pour effectuer sa mesure et utilise différents gains selon la quantité de lumière incidente. Le temps d'intégration varie entre 8 et 2048 ms. À titre indicatif, la fréquence d'acquisition est de 3 Hz lorsque le temps d'intégration est de 128 ms.

6. Le capteur ajouté au SBE 19 pour mesurer l'oxygène dissous est le SBE 43.

7. Le remplacement du 600R par le SBE 19 a été motivé par : **1)** la plus grande fréquence d'acquisition du SBE 19 ; **2)** car les données de pH et d'oxygène dissous du 600R ne semblaient pas fiables/utilisables ; **3)** le meilleur temps de réponse de la sonde de température du SBE 19.

IFCB (WHOI)

Le "Imaging FlowCytobot" (IFCB) a été développé par Rob Olson et Heidi Sosik du Woods Hole Oceanographic Institution. Cet instrument est un cytomètre en flux submersible qui prend des images⁸ des particules présentes dans l'eau. Les particules imagées peuvent mesurer entre 5 μm et 100 μm et se situent ainsi dans la plage de grandeur des cellules de phytoplancton. Par contre, il est important de noter qu'il ne peut imager le picophytoplancton (trop petit : 0.2 à 2 μm) et certaines colonies de cyanobactéries (trop grandes). L'IFCB prend un échantillon d'eau de 5 mL à une profondeur donnée. Il fait ensuite passer cet échantillon dans une cellule d'écoulement où les particules sont soumises à l'excitation d'une diode laser de 635 nm. Lorsqu'une émission à 680 nm est détectée, une image des particules présentes dans la cellule d'écoulement est prise⁹. L'image obtenue a une résolution qui ne peut dépasser 1 μm (limite optique du système qui est ensuite réduite par la vitesse de l'écoulement de l'échantillon et la mise au point de la caméra). Ainsi, la concentration de cellules présentes dans l'échantillon d'eau est évaluée à partir du nombre d'images obtenues dans notre échantillon de volume connu¹⁰.

4.3.2 Les profils

Dans cette étude, les profils étaient effectués de manière identique en 2013 et 2014. La position d'attente de la station entre les profils était à 2 m sous la surface. Lorsqu'un profil débutait, la station partait de son 2 m initial et descendait à une profondeur d'environ 15 m à une vitesse de 10 cm s^{-1} . Durant cette descente, aucune mesure n'était prise. Ensuite, une attente de 2 minutes était effectuée à 15 m pour permettre une restabilisation de la colonne d'eau¹¹. Par la suite, une montée jusqu'à 1 m était effectuée et c'est durant cette montée plus lente que les mesures des paramètres de la colonne d'eau étaient effectuées. Une fois la montée terminée, la station était remise à 2 m en attente de son prochain profil. La durée totale de cette séquence était donc d'environ 15 minutes. De tels profils étaient pris à une périodicité de 1 à 3 heures selon la période de l'année. Cette périodicité était maintenue autant que possible malgré les problèmes survenus avec les séquences et avec la station elle-même. Ces problèmes ont généré quelques trous dans la série temporelle de données. Ce sont les profils effectués entre mai et septembre qui ont été retenus pour les 2 années. Pour 2013 nous avons des profils entre le 13 juin et le 25 août et pour 2014 entre le 22 mai et 22 juillet. Malgré qu'un meilleur recouvrement des deux séries temporelles aurait été souhaité, ceci ne nous empêchera pas d'effectuer notre analyse tel qu'il sera expliqué lors de la présentation des résultats.

L'IFCB, pour sa part, fonctionnait en continu sur la station. La durée moyenne qu'il prend pour analyser un échantillon de 5 mL d'eau est d'un peu plus de 20 minutes. Les images

8. Voir l'annexe L pour des exemples d'images prises par l'IFCB.

9. Il est aussi possible d'utiliser la détection de diffusion latérale à 635 nm pour déclencher la prise d'images, mais nous n'avons pas utilisé cette option dans notre étude.

10. Pour plus de détails sur la construction et sur le fonctionnement de l'IFCB, référez-vous à [Olson and Sosik \(2007\)](#).

11. Si des instruments de mesure de turbulence avaient été utilisés (Vectrino ou SCAMP), une attente d'au moins 20 minutes aurait été nécessaire pour ne pas mesurer la turbulence générée par notre descente.

qu'il prenait provenaient donc majoritairement d'échantillons pris à 2 m. Malgré tout, certains échantillons ont pu être pris durant un profil. Ces échantillons, pouvant être pris jusqu'à 15 m de profondeur, avaient donc le potentiel d'être très différents de ceux pris à 2 m. Pour éviter ces problèmes, tous les échantillons qui n'ont pas été pris entre la surface et 3 m de profondeur ont été éliminés de notre analyse afin que les différents échantillons de l'IFCB soient comparables entre eux.

Point à noter, tous les instruments ne se trouvant pas au même endroit sur la station, une correction pour les positions relatives des instruments était effectuée a posteriori lors du traitement des données. Le tableau D.1 en annexe D donne les positions relatives des différents instruments pour 2013 et 2014.

4.4 Paramètres mesurés et calculés

4.4.1 Colonne d'eau

À partir des données de la station, plusieurs paramètres liés aux propriétés de la colonne d'eau furent calculés en se basant sur la méthode décrite par [Read et al. \(2011\)](#) et en y effectuant quelques modifications. Voici une description détaillée de ces paramètres utilisés et comment ils ont été obtenus.

Profondeur/pression

La pression de la colonne d'eau se trouvant au-dessus d'un instrument immergé (p_{inst} [Pa]) est donnée par

$$p_{\text{inst}} = p_{\text{atm}} + \rho \cdot g \cdot z , \quad (1)$$

où p_{atm} [Pa] est la pression atmosphérique, ρ [kg m⁻³] est la densité de l'eau, g [m s⁻²] est l'accélération gravitationnelle et z [m] est la profondeur de l'instrument.

En 2013, c'est le SBE 50 qui était utilisé comme instrument de référence pour la profondeur des différentes mesures. En 2014, c'est plutôt le SBE 19 qui était utilisé comme référence pour la profondeur. Ces derniers donnent en sortie une valeur de pression [dbar]¹². Ils sont calibrés afin d'obtenir une mesure de 0 dbar lorsqu'ils se trouvent à la surface du lac (la calibration soustrait une approximation de la contribution p_{atm}). La profondeur de l'instrument est donc déterminée comme suit :

$$z = \frac{10000 \text{ Pa}}{1 \text{ dbar}} \cdot \frac{p_{\text{inst}}}{\rho \cdot g} . \quad (2)$$

Le capteur est aussi calibré afin de tenir compte des variations de température (densité d'eau ρ) dans sa mesure de pression. Pour se faire, par contre, il effectue l'approximation que toute

12. 1 dbar = 10 kPa.

la colonne d'eau au-dessus de lui a une température constante qui correspond à celle à laquelle il se trouve au moment de la mesure de pression (ρ a une valeur connue et constante sur toute la colonne d'eau). Enfin, la profondeur des lacs est assez faible pour pouvoir approximer l'accélération gravitationnelle g comme constante sur toute la profondeur du lac et valant 9.80665 m s^{-2} . Ainsi, la profondeur de l'instrument est obtenue simplement à partir de sa mesure de pression ([Sea-Bird Electronics, 2002](#)) :

$$z = p_{\text{inst}} \cdot 1.019716 . \quad (3)$$

Conductivité spécifique

La température de l'eau affecte la conductivité (C [S m^{-1}]) de cette dernière. Afin d'avoir des mesures de conductivité qui permettent de suivre davantage les variations de concentration d'ions dans l'eau, une correction pour les variations dues à la température est donc nécessaire. La conductivité spécifique (C_{Sp} [S m^{-1}]) est utilisée à cette fin. Il s'agit d'une mesure de la conductivité de l'eau reportée à 25°C . Pour reporter la mesure de conductivité à 25°C , la relation empirique suivante est utilisée ([Miller et al., 1988](#)) :

$$C_{\text{Sp}} = \frac{C}{(1 + 0.0191 \cdot (T - 25))} , \quad (4)$$

où T [$^\circ\text{C}$] est la température de l'eau lors de la mesure de conductivité.

Température et densité

La densité de l'eau est importante à connaître, car elle dicte la stratification de la colonne d'eau. Pour l'eau douce, le maximum de densité est atteint à 4°C (voir section 4.1). En plus de sa dépendance en température, la densité de l'eau est influencée par la salinité. Par contre, dans le cas de notre lac, nous négligerons la salinité puisque son influence est minime. Ainsi, pour une température de l'eau T [$^\circ\text{C}$] la densité de l'eau ρ [kg m^{-3}] est donnée par ([Martin and McCutcheon, 1998](#))

$$\rho = \left[1 - \frac{T + 288.9414}{508929.2 \cdot (T + 68.12963)} (T - 3.9863)^2 \right] \cdot 1000 . \quad (5)$$

Gradient de densité

Le gradient de densité est défini comme la variation de densité de l'eau en fonction de la profondeur évaluée à une profondeur z_i [m] donnée :

$$\left. \frac{\partial \rho}{\partial z} \right|_{z=z_i} . \quad (6)$$

Notre algorithme crée des intervalles de 50 cm entre 0 et 13 m de profondeur. Les données se trouvant dans cet intervalle sont utilisées pour effectuer une régression linéaire dont la pente donne le gradient recherché. Ce gradient est assigné à la profondeur moyenne de l'intervalle.

La figure 4 illustre un exemple fictif de séparation d'un profil de densité en intervalles de profondeur pour lesquels des gradients de densité sont calculés.

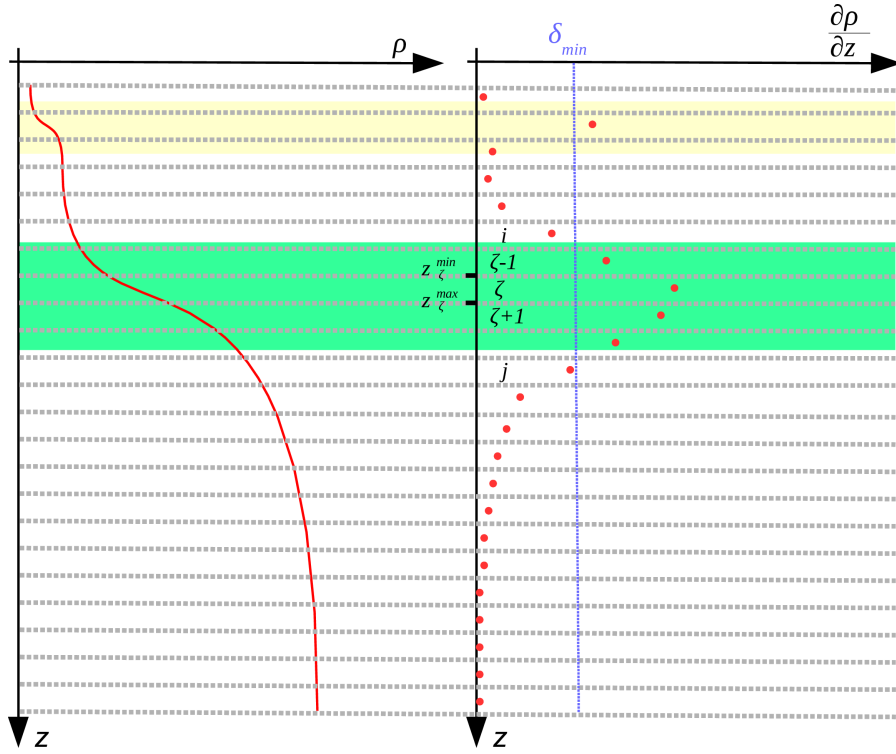


FIGURE 4 – Exemple illustrant la méthode de calcul des profondeurs limites de la stratification thermique. Le graphique de gauche illustre un profil de densité hypothétique. Les lignes pointillées grises définissent les intervalles pour lesquels les gradients de densité sont calculés. Le graphique de droite illustre les gradients de densité obtenus pour chacun des intervalles. La ligne bleue illustre le seuil δ_{min} de gradient de densité utilisé pour déterminer les limites de la stratification thermique. La zone jaune correspond à la stratification journalière et la verte à la saisonnière.

Thermocline, épilimnion, métalimnion, hypolimnion et densité moyenne

Pour un lac, la profondeur de la thermocline (voir section 4.1) est définie comme la profondeur à laquelle se trouve le gradient de densité maximal. Comme nous travaillons avec des intervalles de profondeur de 50 cm, nous trouvons l'intervalle pour lequel le gradient est maximal. Par contre, la position précise de la thermocline à l'intérieur de cet intervalle est inconnue. Il est possible d'évaluer la profondeur de la thermocline plus précisément dans cet intervalle. [Read et al. \(2011\)](#) propose une pondération se basant sur les gradients des intervalles connexes à l'intervalle ayant le plus grand gradient. Si le gradient maximal a été trouvé à l'intervalle ζ (voir exemple à la figure 4), la profondeur de la thermocline sera évaluée comme suit :

$$z_{th} = z_{\zeta}^{\max} \left(\frac{\Delta\rho_{+1}}{\Delta\rho_{-1} + \Delta\rho_{+1}} \right) + z_{\zeta}^{\min} \left(\frac{\Delta\rho_{-1}}{\Delta\rho_{-1} + \Delta\rho_{+1}} \right), \quad (7)$$

où z_{ζ}^{\max} [m] est la limite supérieure (plus profonde) de l'intervalle ζ , z_{ζ}^{\min} [m] est la limite inférieure (moins profonde) de l'intervalle ζ et où $\Delta\rho_{+1}$ et $\Delta\rho_{-1}$ ont été définis comme suit :

$$\Delta\rho_{+1} \equiv \frac{(z_{\zeta+1} - z_{\zeta})}{\left(\frac{\partial\rho}{\partial z}\Big|_{\zeta} - \frac{\partial\rho}{\partial z}\Big|_{\zeta+1}\right)} \quad \Delta\rho_{-1} \equiv \frac{(z_{\zeta} - z_{\zeta-1})}{\left(\frac{\partial\rho}{\partial z}\Big|_{\zeta} - \frac{\partial\rho}{\partial z}\Big|_{\zeta-1}\right)} . \quad (8)$$

Le métalimnion, cette zone de fort gradient de température où se trouve la thermocline, est conscrit entre l'épilimnion et l'hypolimnion (voir figure 2). Ces limites du métalimnion seront donc notées z_e (base de l'épilimnion/début du métalimnion [m]) et z_h (début de l'hypolimnion/base du métalimnion). Partant de l'intervalle de profondeur de la thermocline, notre algorithme s'éloigne un intervalle à la fois vers la surface en vérifiant si le nouvel intervalle à l'étude a un gradient de densité supérieur à $\delta_{min} = 0.15 \text{ kg m}^{-4}$ ¹³. Lorsque le nouvel intervalle de profondeur à l'étude (indice i dans la prochaine équation et à la figure 4) a un gradient de densité inférieur ou égal à δ_{min} , il est alors possible de calculer z_e qui se trouve entre l'intervalle i et le précédent (tout juste plus profond, $i + 1$) :

$$z_e = z_i + \left(\delta_{min} - \frac{\partial\rho}{\partial z}\Big|_i\right) \left(\frac{z_i - z_{i+1}}{\frac{\partial\rho}{\partial z}\Big|_i - \frac{\partial\rho}{\partial z}\Big|_{i+1}}\right) . \quad (9)$$

Une méthode équivalente est utilisée pour déterminer z_h , mais en partant de l'intervalle de profondeur de la thermocline et en s'éloignant un intervalle à la fois, cette fois vers le fond du lac. Lorsque le nouvel intervalle de profondeur à l'étude (indice j dans la prochaine équation et à la figure 4) a un gradient de densité inférieur ou égal au seuil δ_{min} de 0.5 kg m^{-4} , il est alors possible de calculer z_h qui se trouve entre l'intervalle j et le précédent (tout juste moins profond, $j - 1$) : Le calcul de z_h est alors effectué comme suit,

$$z_h = z_{j-1} + \left(\delta_{min} - \frac{\partial\rho}{\partial z}\Big|_{j-1}\right) \left(\frac{z_j - z_{j-1}}{\frac{\partial\rho}{\partial z}\Big|_j - \frac{\partial\rho}{\partial z}\Big|_{j-1}}\right) . \quad (10)$$

Une fois ces limites calculées, l'épaisseur du métalimnion est simplement donnée par

$$\Delta z_m = z_h - z_e . \quad (11)$$

Ensuite, il est possible de calculer la moyenne de densité de l'eau dans l'épilimnion (ρ_e [kg m^{-3}]) et dans l'hypolimnion (ρ_h [kg m^{-3}]). Pour ρ_e , ceci est tout simplement calculé en moyennant toutes les densités calculées entre z_e et la surface. Pour ρ_h , la moyenne s'effectue plutôt entre z_h et le fond du lac.

Enfin, on cherche un second maximum du gradient de densité au-dessus ou en dessous du métalimnion défini précédemment. Ainsi, on distingue la stratification saisonnière (plus en

13. Cette valeur correspond à la limite de $1 \text{ }^{\circ}\text{C m}^{-1}$ définie par [Fee et al. \(1996\)](#) appliquée à une eau à environ $15 \text{ }^{\circ}\text{C}$. Nous avons pris $15 \text{ }^{\circ}\text{C}$, car dans notre lac pour période d'étude la thermocline se situe à une profondeur où l'eau est environ à cette température.

profondeur et généralement plus forte) de la stratification journalière (plus en surface et généralement moins forte). La figure 4 illustre un exemple hypothétique de profil de densité où on trouve à la fois une stratification journalière (zone jaune pâle) et une stratification saisonnière (zone verte pâle). Les mêmes équations et méthodes qu'expliquées précédemment sont utilisées pour déterminer les caractéristiques de la nouvelle stratification trouvée (s'il y en a une). L'exposant S est affublé aux variables associées à la stratification saisonnière (z_{th}^S , z_e^S , z_h^S , Δz_m^S , ρ_e^S , ρ_h^S). S'il n'y a pas de nouvelle stratification trouvée, les variables journalières et saisonnières sont mises égales.

À noter que les limnologues utilisent souvent les termes épilimnion, hypolimnion et métalimnion sans spécifier s'ils sont journaliers ou saisonniers. En général, ceci signifie qu'il s'agit des valeurs saisonnières. Ceci pourrait sembler ambigu, mais normalement les limnologues ne s'intéressent qu'à l'épilimnion parmi les variables journalières. Ils le nomment plutôt couche de mélange. Ainsi, on parle de profondeur de la couche de mélange et de densité moyenne dans la couche de mélange, ce qui lève les ambiguïtés et allège le texte.

Rayonnement photosynthétiquement actif (PAR)

Le rayonnement photosynthétique actif correspond au rayonnement entre 400 et 700 nm. Il s'agit de la plage de longueur d'onde utilisable pour la photosynthèse. Il est donc pertinent de connaître l'éclairement disponible dans cette plage de longueur d'onde, car le phytoplancton est un organisme photosynthétique. Celle-ci se dénote E_{PAR} [$\mu\text{mole m}^{-2} \text{s}^{-1}$] et se calcule comme suit :

$$E_{PAR} = \int_{400 \text{ nm}}^{700 \text{ nm}} E(\lambda) d\lambda, \quad (12)$$

où $E(\lambda)$ [$\mu\text{mole m}^{-2} \text{s}^{-1} \text{nm}^{-1}$] est l'éclairement spectral à la longueur d'onde λ [nm].

Dans notre cas, utilisant un radiomètre hyperspectral (HOCR) nous avons des mesures discrètes de l'éclairement descendant ($E_d(\lambda)$) à des λ donnés. Ainsi, pour le calcul de E_{PAR} , nous utiliserons l'approximation que la forte majorité de l'éclairement mesuré dans la colonne d'eau est descendant ($E(\lambda) \approx E_d(\lambda)$). Aussi, à cause du caractère discret des bandes de mesures du radiomètre, plutôt que de faire une intégrale comme à l'équation 12, c'est une somme utilisant la méthode des trapèzes qui sera effectuée. L'unité de E_{PAR} utilisée généralement pour étudier la croissance de végétaux et des algues est le $\mu\text{mole m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Le HOCR donne des mesures de $E_d(\lambda)$ utilisant le Watt plutôt que la mole de photons par seconde comme unité de mesure d'énergie. Le passage d'une unité de mesure à l'autre dépendra de la longueur d'onde. En effet, l'énergie d'un photon dépend de sa longueur d'onde comme suit :

$$E_{\text{photon}}(\lambda) = \frac{h c}{\lambda}, \quad (13)$$

où h est la constante de Plank qui a une valeur de $6.626\,070\,040 \times 10^{-34} \text{ J s}$ et c est la vitesse de la lumière qui est de $299\,792\,458 \text{ m s}^{-1}$. Pour le passage de la mesure instrumentale en $\mu\text{W cm}^{-2} \text{nm}^{-1}$ à une mesure en $\mu\text{mole m}^2 \text{s}^{-1} \text{nm}^{-1}$, il faudra aussi utiliser le nombre d'Avogadro (N_A) qui a une valeur de $6.022\,140\,857 \times 10^{23} \text{ mole}^{-1}$. La conversion est donc la

suivante (entre crochets se trouvent les unités) :

$$E_d(\lambda)[\mu\text{mole m}^{-2} \text{ s}^{-1} \text{ nm}^{-1}] = \frac{10^{-5} \cdot \lambda[\text{nm}]}{h[\text{J s}] c[\text{m s}^{-1}] N_A[\text{mole}^{-1}]} E_d(\lambda)[\mu\text{W cm}^{-2} \text{ nm}^{-1}] . \quad (14)$$

La lumière est atténuée dans l'eau. Plus l'on se situe creux dans la colonne d'eau, moins il y a de lumière par cause d'absorption, de diffusion ou de rétro-diffusion. Ceci vient donc limiter la quantité de lumière accessible pour la croissance du phytoplancton plus l'on s'éloigne de la surface. Il est possible d'exprimer mathématiquement cette atténuation sous forme de décroissance exponentielle :

$$E_d(\lambda, z) = E_d(\lambda, 0^-) \cdot e^{-K_d(\lambda) \cdot z} , \quad (15)$$

où $E_d(\lambda, 0^-)$ [$\mu\text{mole m}^{-2} \text{ s}^{-1} \text{ nm}^{-1}$] est l'éclairement descendant tout juste sous la surface et $K_d(\lambda)$ [m^{-1}] est le coefficient d'atténuation de l'eau pour la longueur d'onde λ . Ayant des mesures de $E_d(\lambda, z)$ à différentes profondeurs, il est possible d'évaluer les termes $E_d(\lambda, 0^-)$ et $K_d(\lambda)$ en effectuant des régressions sur les données pour un λ donné. Comme une régression linéaire est préférable à une régression exponentielle, nous transformerons l'équation 15 comme suit :

$$\begin{aligned} \ln [E_d(\lambda, z)] &= \ln [E_d(\lambda, 0^-) e^{-K_d(\lambda) \cdot z}] \\ &= \ln [E_d(\lambda, 0^-)] + \ln [e^{-K_d(\lambda) \cdot z}] \\ &= \ln [E_d(\lambda, 0^-)] - K_d(\lambda) \cdot z . \end{aligned} \quad (16)$$

La pente obtenue permet donc d'obtenir le coefficient d'atténuation de l'eau et l'ordonnée à l'origine permet d'obtenir l'éclairement tout juste sous la surface pour une longueur d'onde λ .

Il faudra donc pour chacun des profils de lumière effectuer la conversion d'unité de l'équation 14. Par la suite, les régressions suivant l'équation 16 seront effectuées. Et enfin, les intégrations de l'équation 12 devront être effectuées pour chaque profondeur et sur les $E_d(\lambda, 0^-)$ obtenus des régressions. Dans notre étude, nous n'utiliserons que les profils de lumière qui ont été effectués durant le jour (entre 5h00 et 18h00), car ce sont ceux-ci qui sont pertinents pour connaître l'éclairement qu'a subi le phytoplancton et qu'il peut utiliser pour effectuer sa photosynthèse.

La stabilité de Schmidt

La stabilité de Schmidt (S_T [J m^{-2}]), en limnologie, est une mesure de l'énergie potentielle emmagasinée par la stratification d'un lac. En d'autres termes, il s'agit de l'énergie nécessaire pour faire passer le lac de son état actuel de stratification à un état où la densité de l'eau serait la même en tout point du lac. Elle se calcule comme suit (Idso, 1973) :

$$S_T = \frac{g}{A_s} \int_0^{z_D} (z - z_v) \rho_z A_z dz , \quad (17)$$

où g [m s^{-2}] est l'accélération gravitationnelle, A_s [m^2] est l'aire du lac à sa surface, ρ_z [kg m^{-3}] est la densité de l'eau à la profondeur z [m], A_z [m^2] est l'aire du lac à la profondeur z , z_D

[m] est la profondeur maximale du lac et z_v [m] est la profondeur du centre de volume du lac calculée comme suit :

$$z_v = \frac{\int_0^{z_D} z A_z dz}{\int_0^{z_D} A_z dz} . \quad (18)$$

Comme expliqué précédemment, pour un lac on peut approximer g comme constant sur toute la profondeur du lac et valant 9.80665 m s^{-2} . Pour ce qui est des mesures de l'aire à la surface et aux différentes profondeurs, elles ont été obtenues à l'aide du relevé bathymétrique publié par le Ministère des Richesses Naturelles en 1974. Les isobathes de ce relevé sont aux 5 pieds. Le relevé a été importé dans ArcGIS et orthorectifié à l'aide de points de référence sur les rives. Ensuite, chacune des isobathes du relevé a été géoréférencée. Enfin, à l'aide de l'outil polygone les aires des isobathes géoréférencées ont été calculées. Encore une fois, il a fallu remplacer l'intégrale par une somme effectuée via la méthode des trapèzes, puisque nos données sont discrètes plutôt que continues.

Les mesures de la stratification sont potentiellement pertinentes, puisque celle-ci affecte le régime d'éclairement servant à la croissance du phytoplancton (via les mouvements verticaux que subit le phytoplancton). Certaines espèces sont mieux adaptées que d'autres à un régime d'éclairement variable (MacIntyre et al., 2000). La stratification a aussi une influence importante sur le flux de nutriments dans la couche de mélange (McGillicuddy et al., 2007) et peut ainsi affecter la croissance de la communauté de phytoplancton.

Vitesse de friction

La vitesse de friction est une mesure de la contrainte de cisaillement créée par le vent à la surface du lac, mais convertie en unité de vitesse. En effet, l'interface eau-atmosphère d'un lac n'est pas une interface statique, de multiples transferts gazeux et énergétiques s'y produisent. Un de ces transferts énergétiques s'effectue via l'effet du vent sur la surface du lac. Le vent, principalement parallèle à la surface, crée une contrainte de cisaillement τ_w [$\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-2} \equiv \text{Pa}$] sur la masse d'eau, soit une certaine force par unité de surface. Cette contrainte de cisaillement peut être ramenée en unité de vitesse pour faciliter la comparaison avec des mesures de vitesse réelle des masses d'eau dans le lac. Cette contrainte de cisaillement en unité de vitesse est nommée vitesse de friction u_\star [m s^{-1}] et est couramment utilisée dans le domaine de la mécanique des fluides (Read et al., 2011) :

$$u_\star = \sqrt{\frac{\tau_w}{\rho_e^S}} , \quad (19)$$

où ρ_e^S est la densité moyenne de l'eau dans l'épilimnion saisonnier, soit la densité moyenne de la masse d'eau sur laquelle le vent crée ladite contrainte de cisaillement τ_w . Cette dernière, quant à elle, est donnée par

$$\tau_w = C_D \rho_{air} U_{10}^2 , \quad (20)$$

où C_D est le coefficient de traîné, ρ_{air} [kg m⁻³] est la densité de l'air au-dessus du lac et U_{10} [m s⁻¹] est la vitesse du vent à 10 m au-dessus de la surface du lac. Il arrive parfois que la vitesse du vent ne soit pas mesurée à 10 m au-dessus de la surface pour des raisons logistiques. Dans ces cas, il est possible de corriger la mesure de vitesse du vent U_h [m s⁻¹] prise à une hauteur h [m] pour la ramener à une équivalence prise à 10 m ([Amorocho and DeVries, 1980](#)) :

$$U_{10} = U_h \left[1 - \frac{\sqrt{C_D}}{\kappa} \ln \left(\frac{10}{h} \right) \right]^{-1}, \quad (21)$$

où $\kappa = 0.41$ est la constante de von Kármán.

Le coefficient de traîné C_D est une quantité sans dimension qui a différentes valeurs selon l'amplitude de U_{10} . Plusieurs équipes de recherche ont défini différentes formules empiriques pour C_D en effectuant des expériences sur le terrain ou en laboratoire. Nous retiendrons ici la forme de C_D qui est présentée dans le manuel de [O'Sullivan and Reynolds \(2008\)](#) :

$$C_D = 4.33 \times 10^{-3} U_{10}^{-0.872} \quad \text{pour } U_{10} \leq 5 \text{ (m s}^{-1}\text{)} \quad (22)$$

$$C_D = 1 \times 10^{-3} \quad \text{pour } 5 < U_{10} < 7 \text{ (m s}^{-1}\text{)} \quad (23)$$

$$C_D = 1 \times 10^{-3} + 1.5 \times 10^{-4} (U_{10} - 7) \quad \text{pour } U_{10} \geq 7 \text{ (m s}^{-1}\text{)} \quad (24)$$

L'équation pour le calcul de u_* (combinaison des équations 19 et 20) comprend la densité de l'air ρ_{air} . Cette dernière sera évaluée à l'aide de la relation suivante ([Jones, 1995](#)) :

$$\rho_{air} = \frac{p_{air \text{ sec}}}{R_{air \text{ sec}}(T_{air} - 273.15)} + \frac{p_{vapeur}}{R_{vapeur}(T_{air} - 273.15)}, \quad (25)$$

où T_{air} [°C] est la température de l'air, $p_{air \text{ sec}}$ [Pa] la pression partielle de l'air sec, $R_{air \text{ sec}}$ la constante spécifique de l'air sec [287.058 J kg⁻¹ K⁻¹], p_{vapeur} [Pa] la pression partielle de la vapeur d'eau et R_{vapeur} la constante spécifique de la vapeur d'eau [461.495 J kg⁻¹ K⁻¹]. La pression partielle de la vapeur d'eau est évaluée à l'aide du taux d'humidité relative (ϕ [78 %] $\Rightarrow \phi = 0.78$) et de la pression de vapeur saturante de l'eau (p_{sat} [Pa]) :

$$p_{vapeur} = \phi \cdot p_{sat}. \quad (26)$$

La pression de vapeur saturante de l'eau est elle donnée par

$$p_{sat} = 610.78 \times 10^{\frac{7.5 \cdot T_{air}}{T_{air} + 237.3}}. \quad (27)$$

Enfin, la pression partielle de l'air sec ($p_{air \text{ sec}}$) est évaluée simplement en soustrayant la pression partielle de la vapeur d'eau (p_{vapeur} [Pa]) à la pression absolue :

$$p_{air \text{ sec}} = p_{atm} - p_{vapeur}, \quad (28)$$

où p_{atm} [Pa] est la pression absolue mesurée.

Enfin, dans l'évaluation de ρ_{air} , on utilise la pression absolue mesurée p_{atm} , l'humidité relative ϕ et la température de l'air T_{air} . Ces trois variables seront fournies par des stations météorologiques. Plus de détails sur les données météorologiques utilisées seront fournis à la section 4.4.2.

Taux de dissipation de l'énergie cinétique de turbulence

Le taux de dissipation de l'énergie cinétique de turbulence est une mesure de la dissipation, causée par la viscosité moléculaire, de l'énergie cinétique liée au mouvement turbulent de l'eau dans le lac. Plus en détail, l'application d'une contrainte de cisaillement causée par le vent sur la masse d'eau stratifiée verticalement générera de la turbulence qui est en fait composée de tourbillons de différentes tailles (selon l'intensité de la contrainte de cisaillement). Les grands tourbillons sont instables et se rompent en tourbillons plus petits qui se rompent en tourbillons plus petits à leur tour et ainsi de suite jusqu'à ce qu'ils deviennent assez petits pour que la viscosité moléculaire du fluide dissipe l'énergie cinétique en chaleur (principe de la "cascade" d'énergie¹⁴). Il est possible d'évaluer cette dissipation de l'énergie cinétique des tourbillons qui ont été générés par le vent dans la couche de mélange. [Imboden and Wüest \(1995\)](#) expliquent la dérivation des équations qui, partant du principe de couche limite, arrive à une approximation du taux de dissipation de l'énergie cinétique de turbulence ε_{z_i} [$\text{m}^2 \text{s}^{-3}$] à partir de u_* :

$$\varepsilon_{z_i} = \frac{u_*^3}{\kappa \cdot z_i}, \quad (29)$$

où z_i est la profondeur dans l'épilimnion à laquelle on souhaite obtenir l'approximation de ε_{z_i} . Considérant que l'IFCB prend des échantillons majoritairement à 2 m, nous prendrons $z_i = 2$ m. Ainsi, c'est $\varepsilon_{2 \text{ m}}$ qui sera utilisé dans notre étude.

Cette mesure de la turbulence est potentiellement pertinente, puisque le phytoplancton compte sur l'absorption de nutriments par diffusion pour survivre et croître. Ainsi, une région de faible concentration en nutriments se forme autour de la cellule et celle-ci peut être amincie par la turbulence. Des études ont montré que la modification de l'absorption des nutriments en raison de la turbulence est sensible à la taille, la forme et la physiologie des cellules, ainsi qu'aux conditions nutritives du milieu ([Karp-Boss et al., 1996](#); [Karp-Boss and Jumars, 1998](#); [Karp-Boss et al., 2000](#); [Musielak et al., 2009](#)). En fait, l'augmentation de l'absorption en nutriments due à la turbulence est plus grande pour les grosses cellules ([Peters et al., 2006](#)), ce qui favorise les espèces plus grosses dans les milieux turbulents ([Arin et al., 2002](#)) et particulièrement les diatomées ([Estrada et al., 1987](#)).

Wedderburn Number

Le nombre de Wedderburn est un indice du potentiel qu'a le vent soufflant sur un lac de créer un événement de remontée d'eau de l'hypolimnion vers la surface. En fait, lorsque le vent souffle sur un lac, l'eau est poussée de la rive d'où le vent provient (rive amont) vers la rive où le vent se dirige (rive aval). Il y a donc une accumulation d'eau s'effectuant à la rive aval créant une inclinaison de la surface du lac. Lorsque le lac est stratifié, la thermocline s'inclinera aussi, mais dans le sens inverse. Ainsi, la thermocline deviendra plus profonde en aval et moins profonde en amont (voir figure 5). Lorsque les vents sont assez forts, il peut arriver que l'inclinaison de la thermocline devienne si forte que la base de l'épilimnion atteigne la surface avant même la rive amont. Ceci s'appelle un événement de remontée d'eau (upwelling). De tels événements permettent à de l'eau qui était auparavant circonscrite au métalimnion et à l'hypolimnion de remonter en surface et ainsi d'apporter avec elle des nutriments qui pourront être utilisés par

14. Une bonne explication des principes de base de la turbulence est donnée dans [Davidson \(2004\)](#).

le phytoplancton qui avait pu précédemment épuiser ces ressources dans l'épilimnion. De tels évènements ont donc un potentiel d'impact sur la communauté de phytoplancton.

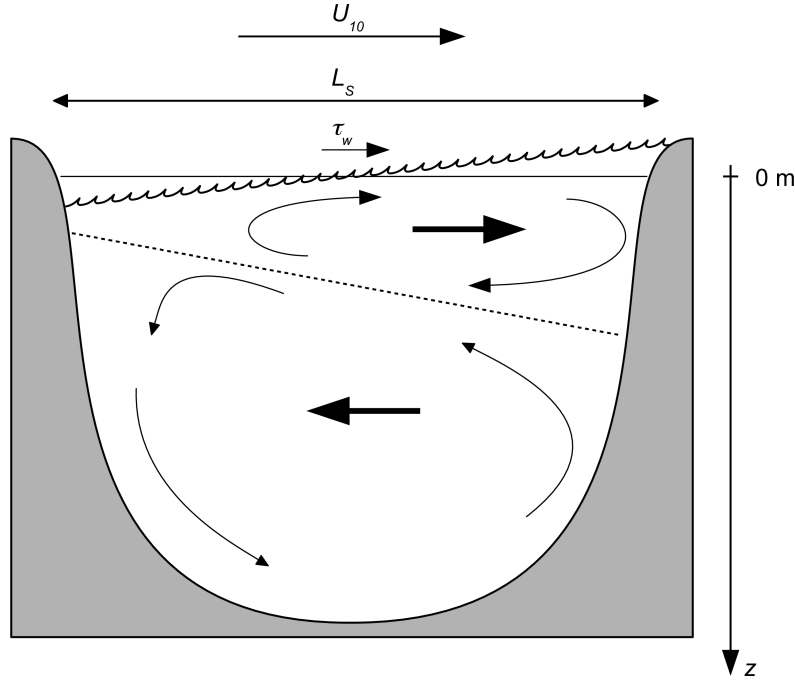


FIGURE 5 – Effet du vent sur un lac et sa stratification. La thermocline (ligne pointillée) s'incline sous l'effet de la contrainte de cisaillement créée par le vent τ_w . L_s représente le fetch du lac. U_{10} représente le vent mesuré à 10 m au dessus de la surface du lac et qui permet d'évaluer τ_w .

Le nombre de Wedderburn sert à caractériser le potentiel que de tels évènements de remontée d'eau surviennent. Il se calcule comme suit (O'Sullivan and Reynolds, 2008) :

$$W = \frac{z_e^S}{L_s} \cdot \left(\frac{u_*^2}{g' z_e^S} \right)^{-1} = \underbrace{\frac{z_e^S}{L_s}}_{(1)} \cdot \left(\underbrace{\frac{\tau_w}{g' \rho_e^S z_e^S}}_{(2)} \right)^{-1}, \quad (30)$$

où z_e^S [m] est la profondeur de la base de l'épilimnion saisonnier, L_s [m] est le fetch du lac, u_* [m s^{-1}] est la vitesse de friction et g' [m s^{-2}] est l'accélération gravitationnelle effective obtenue à partir de l'approximation de Boussinesq. Cette dernière indique la force gravitationnelle "ressentie" par une parcelle de fluide tout juste sous la thermocline, car ladite parcelle subit à la fois la force gravitationnelle et la poussée d'Archimède. Elle se calcule comme suit :

$$g' = g \frac{\rho_h^S - \rho_e^S}{\rho_h^S}, \quad (31)$$

où g [m s^{-2}] est l'accélération gravitationnelle approximée constante à 9.80665 m s^{-2} , ρ_e^S [kg m^{-3}] la densité moyenne de l'épilimnion saisonnier et ρ_h^S [kg m^{-3}] celle de l'hypolimnion saisonnier.

Dans l'équation 30, le terme ① représente la pente lorsque la base de l'épilimnion se retrouve tout juste en surface à la rive amont. Quant à lui, le terme ② représente plutôt une prédiction de la pente de la thermocline qui sera observée dans le lac en fonction des mesures du vent et de la stratification du lac. Ainsi, le ratio entre la pente limite pour avoir un évènement de remontée d'eau et la pente prédite de la thermocline nous donne un indice de la probabilité que de tels évènements de remontée d'eau surviennent.

Donc, lorsque $W \gg 1$ la force hydrostatique ($g' \rho_e z_e$) est beaucoup plus grande que la contrainte de cisaillement causée par le vent (τ_w), la stratification est forte et l'inclinaison de la thermocline restera très faible. Il n'y aura fort probablement pas d'évènement de remonté d'eau dans ce cas. Par contre, lorsque $W \ll 1$ la contrainte de cisaillement causée par le vent est beaucoup plus grande que la force hydrostatique. Des évènements de remontée d'eau sont donc à prévoir, du moins près de la rive amont. Enfin, lorsque $W \approx 1$, il est généralement convenu que c'est plutôt un brassage horizontal qui dominera et non des évènements de remontée d'eau.

Dans l'équation 30, on retrouve le fetch du lac L_s . Un fetch a été évalué à tous les 5° entre 0° et 360° (voir tableau E.1 annexe E). Cette évaluation a été effectuée à l'aide des images satellites de Google Earth. Ainsi, partant de la direction du vent obtenue des stations météorologiques, on évalue le fetch dans cette direction en effectuant une interpolation linéaire utilisant les valeurs de fetch à tous les 5°.

Fréquence de Brunt–Väisälä

La fréquence de Brunt–Väisälä caractérise la stabilité de la colonne d'eau au niveau local plutôt que global, soit à une profondeur donnée et non pour la colonne d'eau en entier. Comme expliqué à la section précédente, une parcelle de fluide se situant dans une colonne d'eau subit une force gravitationnelle effective qui est une combinaison de la force gravitationnelle et de la poussée d'Archimède. Considérons une parcelle de fluide que l'on déplacerait de sa position initiale z_i [m] d'une distance δz_0 [m], l'accélération gravitationnelle effective g' [m s^{-2}] qu'elle subit serait alors définie comme suit :

$$g' = \frac{g}{\rho(z_i)} \cdot \underbrace{[\rho(z_i) - \rho(z_i + \delta z_0)]}_{\textcircled{1}} , \quad (32)$$

où g [m s^{-2}] est l'accélération gravitationnelle approximée constante à 9.80665 m s^{-2} et ρ [kg m^{-3}] est la densité de l'eau qui est fonction de la profondeur z [m]. Le terme ①, pour un déplacement δz_0 petit, peut être approximé par $\left[\frac{\partial \rho}{\partial z} \right]_{z=z_i} \cdot \delta z_0$. De plus par la définition de l'accélération, l'équation du mouvement de la parcelle d'eau considérée est (Imboden and Wüest, 1995)

$$\begin{aligned} g' &= \frac{\partial^2 z}{\partial t^2} = \frac{\partial^2 (z_i + \delta z)}{\partial t^2} \\ \Rightarrow \frac{\partial^2 \delta z}{\partial t^2} &= \left[\frac{g}{\rho} \frac{\partial \rho}{\partial z} \right]_{z=z_i} \cdot \delta z . \end{aligned} \quad (33)$$

Cette équation du mouvement a une forme bien connue dont la solution est :

$$\delta z = \delta z_0 e^{\sqrt{-N^2} \cdot t} , \quad (34)$$

où N^2 [s^{-2}] est donné par (Read et al., 2011)

$$N^2 = \left[\frac{g}{\rho} \frac{\partial \rho}{\partial z} \right]_{z=z_i} . \quad (35)$$

Si $N^2 > 0$, l'équation 34 réfère à un système oscillant autour de sa position d'équilibre à fréquence N (fréquence de Brunt–Väisälä). Ce type de solution est de la même forme que celle pour un système masse-ressort qui oscille autour de sa position d'équilibre à une fréquence d'oscillation dictée par la masse et la constante de rappel du ressort. Dans notre cas, c'est la densité de la parcelle d'eau qui est l'analogie de la masse et c'est le gradient de densité est l'analogie de la constante de rappel du ressort. Plus la colonne d'eau a un gradient de densité positif et élevé (stratification stable) à la profondeur z_i , plus l'oscillation autour du point d'équilibre z_i s'effectuera à une fréquence élevée.

Par contre, si $N^2 < 0$ l'équation 34 réfère à un système hors équilibre. Dans cette situation, la parcelle d'eau n'oscille pas autour de sa position initiale, mais accélère plutôt en direction opposée à celle-ci. La stratification de la colonne d'eau est donc instable à la profondeur z_i (gradient de densité négatif). Une telle situation correspond généralement à des événements de brassage. Plus la colonne d'eau a un gradient de densité négatif élevé plus la stratification est instable et plus le brassage qui s'effectuera sera intense.

Ainsi, N^2 nous informe sur la stabilité de la colonne d'eau à la profondeur z_i . Plus N^2 est positif et grand à la profondeur z_i , plus la colonne d'eau y est stable. Inversement, plus N^2 est négatif et grand à la profondeur z_i , plus la colonne d'eau y est instable.

Lake Number

Le "Lake Number" (L_N) est un second indice qui caractérise le potentiel qu'a le vent de créer un événement de remontée d'eau de l'hypolimnion vers la surface. Par contre, ce ne sont pas les mêmes méthodes de calcul et les mêmes approximations que celles utilisées pour W .

Comme il a été expliqué précédemment (figure 5), les déplacements d'eau dus au vent font incliner la thermocline. Cette inclinaison peut être analysée à l'aide des moments de force s'exerçant au niveau du centre de volume (équation 18) du lac. Dans notre situation, les moments de force (T [$\text{kg m}^2 \text{s}^{-2}$]) seront définis comme suit :

$$T = \|\mathbf{r}\| \cdot \|\mathbf{F}\| \cdot \sin \theta , \quad (36)$$

où \mathbf{r} [m] est le vecteur reliant le centre de volume et le lieu d'application de la force, \mathbf{F} [kg m s^{-2}] est le vecteur de force appliquée et θ est l'angle entre les deux vecteurs. Un premier moment de force dont il faut tenir compte est celui exercé par la gravité sur le centre de masse. Définissons

tout d'abord la profondeur du centre de masse :

$$z_m = \frac{\int_0^{z_D} \rho(z) z A_z \partial z}{\int_0^{z_D} \rho(z) A_z \partial z} , \quad (37)$$

où $\rho(z)$ [kg m⁻³] est la densité de l'eau à la profondeur z [m], z_D est la profondeur maximale du lac et A_z [m²] est l'aire du lac à la profondeur z . Le dénominateur de cette équation correspond à la masse totale du lac [kg] :

$$M = \int_0^{z_D} \rho(z) A_z \partial z . \quad (38)$$

En absence d'inclinaison de la thermocline, le centre de volume est situé sur le même axe vertical que le centre de masse et aucun moment de force n'est engendré (voir figure 6(a)). Par contre, lorsqu'une inclinaison β de la thermocline se produit, le centre de volume du lac se déplace et un moment de force apparaît (voir figure 6(b)). Partant de la définition 36, il est possible de déterminer le moment de force que cette inclinaison de la thermocline crée (Imberger and Patterson, 1989) :

$$\begin{aligned} T_g &= \|\mathbf{r}\| \cdot \|\mathbf{F}\| \cdot \sin \theta \\ &= (z_m - z_v) \cdot (Mg) \cdot \sin(\pi - \beta) \\ &= (z_m - z_v) \cdot Mg \sin \beta . \end{aligned} \quad (39)$$

Pour que l'inclinaison β soit stable, il faut que le moment de force créé par le centre de masse soit égal et opposé à un autre moment de force. Sinon, l'inclinaison β serait instable. Cet autre moment de force est créé par le vent qui applique une force à la surface du lac. Partant toujours de la définition 36, le moment de force généré par le vent est (Imberger and Patterson, 1989) :

$$\begin{aligned} T_w &= \|\mathbf{r}\| \cdot \|\mathbf{F}\| \cdot \sin \theta \\ &= (\|\mathbf{r}\| \cdot \sin \theta) \cdot (\tau_w A_s) \\ &= z_v \tau_w A_s . \end{aligned} \quad (40)$$

Pour caculer L_N , il faut calculer le ratio de T_g sur T_w dans un cas particulier. On se place dans le cas fictif où un évènement de remontée d'eau surviendrait, soit une pente de la thermocline de $z_{th}^S / A_s^{1/2}$. Ici $A_s^{1/2}$ représente une approximation simple du fetch qui n'est pas dépendante de la direction du vent. Ainsi, cette pente correspond à avoir la thermocline en surface à la rive amont. Dans le cas d'un évènement de remontée d'eau, on se retrouve avec l'eau du métalimnion en surface à la rive amont. Le vent agit donc sur de l'eau ayant la densité ρ_h^S à cette rive. Le moment de force dû au vent peut alors être réécrit comme $T_w = z_v \rho_h^S u_*^2 A_s$. Comme la pente de la surface du lac est faible (toujours le cas pour un lac), il est possible d'approximer $z_{th}^S / A_s^{1/2} = \tan \beta \approx \sin \beta \approx \beta$. Dans ce cas, le ratio est alors

$$L_N = \frac{T_g}{T_w} = \frac{(z_m - z_v) Mg z_{th}^S A_s^{-1/2}}{\rho_h^S u_*^2 A_s z_v} . \quad (41)$$

Il est possible d'approximer profondeur de thermocline par $(z_e + z_h)/2$. En utilisant cette dernière approximation et les définitions du centre de volume z_v (équation 18), du centre de masse z_m (équation 37), de la masse totale du lac M (équation 38) et de la stabilité de Schmidt S_T (équation 17), on arrive¹⁵ à l'équation finale de L_N tel que défini par Imberger and Patterson (1989) :

$$L_N = \frac{S_T(z_e + z_h)}{2\rho_h u_*^2 A_s^{1/2} z_v}. \quad (42)$$

En résumé, on se place dans la situation où l'inclinaison de la thermocline serait à la limite de créer un évènement de remontée d'eau et on vérifie si l'intensité du vent mesuré crée un moment de force suffisamment grand pour soutenir une telle inclinaison. Ainsi, si $L_N = 1$, cela indique que l'intensité du vent est tout juste suffisante pour forcer la thermocline saisonnière à s'incliner jusqu'à la surface en rive amont. Lorsque $L_N \gg 1$, l'énergie potentielle liée à la stratification est forte comparativement à l'énergie que le vent introduit à la surface du lac. Dans ce cas, la thermocline reste sensiblement à l'horizontale et peu, voire pas, de mélange s'effectue entre les différentes couches du lac. Enfin, dans le cas où $L_N \ll 1$, la stratification est faible par rapport à l'énergie apportée par le vent. Dans cette situation, on s'attend à des évènements de remontée d'eau et de mélange.

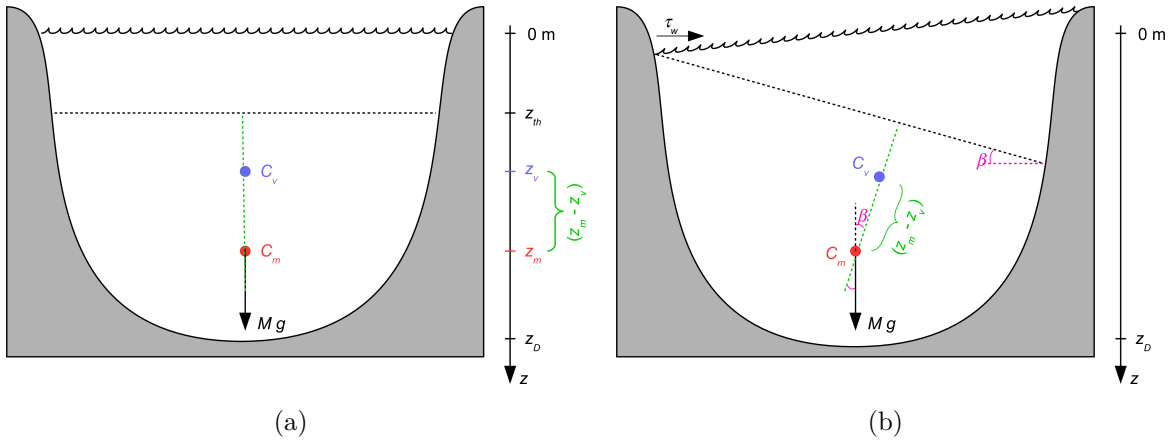


FIGURE 6 – Effet de l'inclinaison de la thermocline par le vent sur les moments de force observés au centre de volume du lac C_v . C_m correspond au centre de masse du lac, M est la masse totale du lac et g est l'accélération gravitationnelle. (a) Cas sans inclinaison de la thermocline. (b) Cas où la thermocline s'incline d'un angle β et se retrouve tout juste en surface à la rive amont.

Valeurs moyennes au-dessus de la thermocline

Certaines variables comme la température de l'eau dans laquelle on retrouve le phytoplancton et la stabilité dans l'épilimnion saisonnier lui-même peuvent aussi être des variables pertinentes dans le cadre de notre étude. Il peut donc être pertinent de calculer la valeur moyenne

15. Pour les détails du passage de l'équation 41 à 42 consultez l'annexe F.

de certains paramètres au-dessus de la thermocline saisonnière. Ainsi, on calculera la valeur moyenne de la température, de N^2 et de E_{PAR} au-dessus de la thermocline saisonnière ($\langle T \rangle_{z_{th}^S}$ [°C], $\langle N^2 \rangle_{z_{th}^S}$ [s⁻²] et $\langle E_{\text{PAR}} \rangle_{z_{th}^S}$ [$\mu\text{mole m}^{-2} \text{s}^{-1}$]). On utilise la moyenne au-dessus de la thermocline, car la colonne d'eau au-dessus de cette dernière est plutôt uniforme et régulièrement mélangée par le vent de surface. Ainsi, le phytoplancton détecté dans nos échantillons d'eau pris principalement à 2 m de profondeur par l'IFCB subira les conditions moyennes trouvées au-dessus de la thermocline.

4.4.2 Météorologie

Les données météorologiques utilisées sont celles de deux stations appartenant à Environnement Canada et se situant dans les environs du lac Montjoie. La première station est située à l'aéroport de Sherbrooke (45°26'19.000" N, 71°41'29.000" O) à une altitude de 241.40 m. La seconde station est située à Lennoxville (45°22'08.000" N, 71°49'25.000" O) à une altitude de 181.00 m. Ces stations recueillent des données horaires et journalières. Les données horaires sont : la température de l'air (T_{air} [°C]), le point de rosée, l'humidité relative (ϕ [%]), la direction du vent, la vitesse du vent (U_{10} [km h⁻¹]), la visibilité¹⁶ et la pression atmosphérique¹⁶ (p_{atm} [kPa]). Au niveau des données journalières on retrouve : la température maximale, la température minimale, la température moyenne, les précipitations totales (P_{tot} [mm]), la neige au sol¹⁶, la direction de la rafale maximale et la vitesse de la rafale maximale. Les données des deux stations sont moyennées ensemble afin de donner une approximation des conditions météorologiques au lac Montjoie.

4.4.3 Mesures liées au phytoplancton

Profils de chlorophylle

Le phytoplancton, pour croître, doit avoir accès minimalement à de la lumière, des nutriments et du CO₂. Avec la stratification qui s'établit durant l'été, l'eau de l'épilimnion est peu renouvelée en nutriments et le phytoplancton finit par consommer presque entièrement ceux-ci. Lorsque la colonne d'eau est fortement stratifiée, on retrouve donc dans l'épilimnion beaucoup de lumière, mais peu de nutriments. L'hypolimnion, quant à lui, se retrouve dans la situation inverse. Ce dernier a beaucoup de nutriments disponibles pour la croissance, mais a très peu de lumière pour permettre la photosynthèse. Le phytoplancton se positionne donc souvent dans une zone intermédiaire, il s'agit d'un compromis entre l'apport en nutriments et l'apport en lumière. On observe donc généralement, lorsqu'une stratification de la colonne d'eau est établie, un maximum de chlorophylle qui ne se trouve pas en surface, mais plutôt près ou dans le métalimnion.

Ainsi, les profils de chlorophylle obtenus à l'aide de l'ECO Triplet seront utilisés pour déterminer où se trouve le maximum de chlorophylle. Pour ce faire, une régression sera effectuée sur ces profils en utilisant la méthode de Uitz et al. (2006). L'équation de régression est la

16. Cette donnée n'est disponible qu'à la station de l'aéroport de Sherbrooke.

suivante :

$$Chl(z) = Chl_{\text{base}} + s \cdot z + Chl_{\text{max}} \cdot \exp \left[-\frac{(z - z_{\text{max}})^2}{\Delta_z} \right], \quad (43)$$

où $Chl(z)$ [$\mu\text{g L}^{-1}$] est la mesure de chlorophylle de notre instrument à la profondeur z [m] et les autres variables sont les paramètres de la régression expliqués dans la suite de ce paragraphe. Cette régression est une combinaison linéaire d'un polynôme du degré 1 et d'une distribution de forme gaussienne. Pour le polynôme, on a Chl_{base} [$\mu\text{g L}^{-1}$] qui est l'ordonnée à l'origine (la quantité de chlorophylle en surface) et s [$\mu\text{g L}^{-1} \text{ m}^{-1}$] qui est la pente (décroissance linéaire de la chlorophylle en fonction de la profondeur). Pour la distribution de forme gaussienne, on a Chl_{max} [$\mu\text{g L}^{-1}$] qui est le maximum de chlorophylle, z_{max} [m] qui est la profondeur de ce maximum de chlorophylle et Δ_z [m] qui sert à caractériser la largeur de la distribution et qui vaut le double de la variance. La profondeur limite où la majorité du phytoplancton cesse de croître par manque de lumière dans notre colonne d'eau ($z_{\text{chl lim}}$ [m]) sera donc évaluée par

$$z_{\text{chl lim}} = z_{\text{max}} + 2 \cdot \sqrt{\Delta_z/2}. \quad (44)$$

Ceci correspond à déterminer la profondeur 2 écarts-types sous z_{max} . La figure 7 présente un exemple de régression effectuée sur les données de chlorophylle pour le profil pris le 2013-06-15 à 07:03:00 [UTC]. Le point vert représente la valeur de $z_{\text{chl lim}}$ obtenue à partir des paramètres de la régression. Cette profondeur est une estimation de la profondeur de la zone euphotique ; soit la zone où la production primaire nette est positive.

Images, abondance et taux de croissance nette

La classification automatisée des images prises par l'IFCB suit une méthode semblable à celle présentée par [Sosik and Olson \(2007\)](#), mais se basant plutôt sur la technique de forêt d'arbres décisionnels¹⁷. Tout d'abord, il a fallu définir 170 catégories distinctes. Pour chacune des catégories, il fallait idéalement y classer au moins 200 images manuellement. On mentionne idéalement, car pour certaines catégories rares il n'a pas été possible d'y classer autant d'images. Par la suite, pour chacune des images, l'algorithme génère une série de traits par rapport à sa taille, sa forme, sa symétrie, sa texture et son patron de diffraction. Par la suite, par un algorithme de forêt d'arbres décisionnels, l'image est classée dans une des 170 catégories. Ainsi, pour chacun des échantillons on obtient une abondance (un nombre d'images classées) pour chacune des catégories définies précédemment. Avec les échantillons pris à toutes les 20 minutes, on obtient donc pour chacune des catégories une série temporelle d'abondances A_φ .

Dans les différentes études sur les niches écologiques, on utilise le pic d'abondance de la catégorie pour déterminer sa niche. Ce raisonnement est valide lorsque l'on mesure l'abondance à différents sites. Par contre, pour une série temporelle sur un seul site, le pic d'abondance ne semble pas l'outil approprié pour déterminer les niches. En effet, lorsque l'on se trouve au sommet du pic d'abondance, la division cellulaire de notre catégorie a déjà diminué. Donc, pour une série temporelle, les valeurs optimales pour la division cellulaire seraient plutôt rencontrées lorsque le taux de croissance nette de la catégorie est maximal. C'est donc le pic de

17. "Random forest" en anglais.

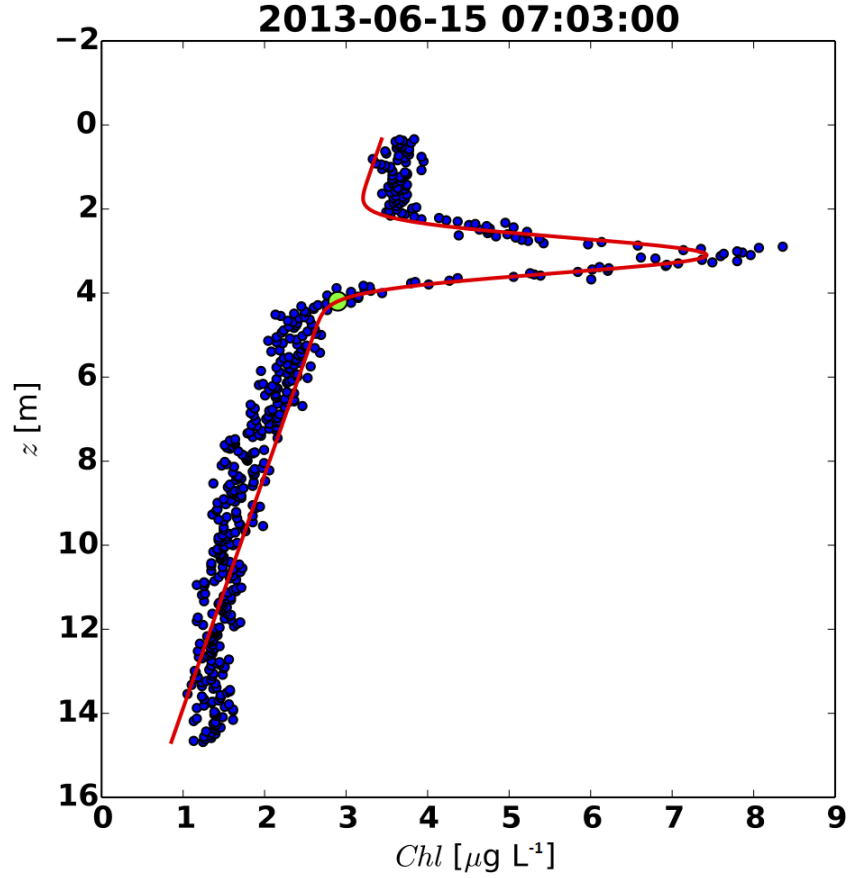


FIGURE 7 – Exemple de régression effectuée sur les données de chlorophylle pour déterminer $z_{\text{chl lim}}$. Les données ont été prises avec l'ECO lors du profil du 2013-06-15 à 07:03:00 [UTC]. La ligne rouge correspond à la régression effectuée selon l'équation 43 (paramètres de la régression : $\text{Chl}_{\text{base}} = 3.50 \mu\text{g L}^{-1}$; $s = -0.18 \mu\text{g L}^{-1} \text{ m}^{-1}$; $\text{Chl}_{\text{max}} = 4.48 \mu\text{g L}^{-1}$; $z_{\text{max}} = 3.10 \text{ m}$; $\Delta_z = 0.59 \text{ m}$). Le point vert correspond à $z_{\text{chl lim}}$ obtenu des paramètres de régression et de l'équation 44 (valeur de 4.19 m).

croissance nette qui permettrait de mieux déterminer la niche de notre catégorie (voir figure 8). À partir des séries temporelles d'abondance obtenues, il est possible de calculer les taux de croissance nette μ_φ . La croissance du phytoplancton est modélisée comme une croissance exponentielle :

$$A_\varphi(t) = A_\varphi(0) \cdot e^{\mu_\varphi \cdot t}, \quad (45)$$

où $A_\varphi(t)$ est l'abondance au temps t [jour], $A_\varphi(0)$ est l'abondance initiale et μ_φ [jour⁻¹] est le taux de croissance nette. Nous allons, comme il avait été fait pour l'équation de l'atténuation de la lumière dans l'eau (voir équation 16), transformer l'équation exponentielle en équation linéaire en prenant le logarithme naturel de chaque côté de l'équation 45. Ceci donne l'équation linéaire suivante :

$$\ln[A_\varphi(t)] = \ln[A_\varphi(0)] + \mu_\varphi \cdot t. \quad (46)$$

Dans notre cas, le calcul du taux de croissance net sera effectué en effectuant une régression linéaire sur le logarithme des données d'abondance. La pente obtenue sera alors la valeur du

taux de croissance que nous désirions déterminer. Plus de détails sur ces régressions seront donnés à la section 4.7.

Dans notre étude, nous utiliserons à la fois les données d'abondance et les taux de croissance nette pour déterminer nos valeurs de niches. Nous comparerons les valeurs de niche obtenues et déterminerons si une différence majeure est observée.

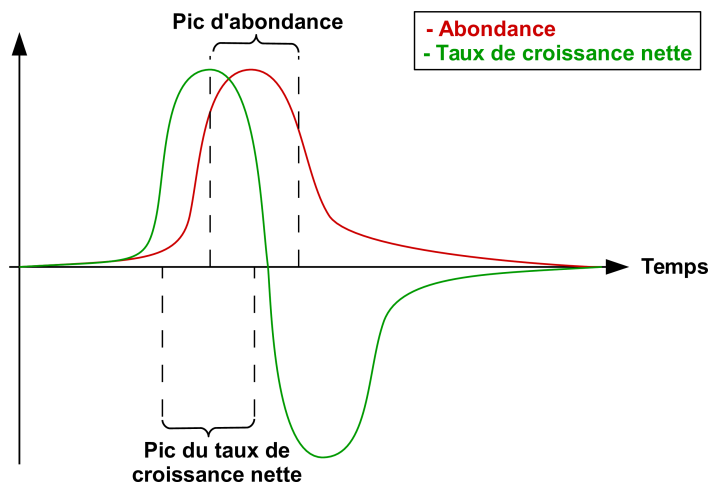


FIGURE 8 – Comparaison entre une série temporelle d'abondance et la série temporelle de taux de croissance nette associée. Il y a un décalage temporel entre le pic d'abondance et le pic du taux de croissance nette. Les conditions optimales de croissance pour l'espèce étudiée se retrouvent au pic du taux de croissance nette.

4.5 Détermination des niches écologiques

Lorsqu'il est question de niche écologique dans ce document, nous référons à la définition de George Evelyn [Hutchinson \(1957\)](#). Voici une définition simplifiée de ce concept. Définissons tout d'abord un espace multidimensionnel dont les différentes dimensions correspondent à des conditions environnementales (température, vent...) et/ou des ressources (lumières, nutriments...). La niche écologique d'une espèce correspond à la région (hypervolume à n dimension) de cet espace dans laquelle il est possible de retrouver ladite espèce. Pour chacune des variables environnementales, l'espèce aura une distribution unimodale, soit une valeur optimale pour sa survie/reproduction et une plage de valeur autour de la valeur optimale pour laquelle on retrouve tout de même cette espèce. Ce sont toutes ces plages de valeurs qui définissent l'hypervolume à n dimensions qui est défini comme la niche écologique de l'espèce.

De plus, Hutchinson fait la distinction entre deux types de niches écologiques, soit les niches fondamentales et les niches réalisées. La distinction entre ces deux types de niche vient de l'interaction avec d'autres espèces. En absence d'interaction avec d'autres espèces, celle à l'étude pourra utiliser l'entièreté des plages de conditions environnementales et de ressources dans

lesquelles elle peut survivre. Il s'agit de la niche fondamentale de l'espèce. Par contre, la présence d'interaction avec d'autres espèces vient créer une pression sur notre espèce à l'étude qui ne peut survivre maintenant que dans des conditions plus spécifiques. Sa niche est alors réduite, elle se doit d'être plus spécialisée/adaptée à certaines conditions spécifiques. Cette niche réduite se nomme niche réalisée.

Dans notre étude, ce sont les niches réalisées que nous désirons obtenir pour différentes catégories de phytoplancton présentes dans le lac Montjoie (niches réalisées de présence comme dans l'article de [Irwin et al. \(2012\)](#)). Nous utilisons le terme catégorie plutôt que le terme espèce ici, car dans notre cas la classification à l'aide des images ne peut pas toujours se rendre à une séparation/classification aussi précise que l'espèce. Pour déterminer lesdites niches, nous utiliserons deux techniques et comparerons les résultats obtenus. La première est l'analyse canonique des correspondances et est introduite à la section [4.5.1](#). La seconde est introduite à la section [4.5.2](#) et se trouve à être la méthode d'entropie maximale.

4.5.1 Analyse canonique des correspondances (CCA)

[Ter Braak and Verdonschot \(1995\)](#) définissent la CCA comme étant une méthode utilisée sur des données d'occurrence ou d'abondance des espèces et sur des données environnementales prises pour des sites communs. Celle-ci extrait des données environnementales des gradients synthétiques (combinaisons linéaires des variables environnementales mesurées) qui maximisent la séparation des niches entre les espèces.

Dans notre cas, plutôt que d'étudier différents sites, nous étudions l'évolution temporelle d'un même site. Nous avons donc des données d'abondance de catégories de phytoplancton dans notre lac et des données environnementales prises simultanément à différents moments de l'année. La CCA trouve donc les combinaisons linéaires des variables environnementales mesurées qui permettent de séparer le plus possible les catégories les unes des autres en fonction de leur niche. Les combinaisons linéaires obtenues permettent de déterminer quelles variables mesurées expliquent le mieux les changements observés dans la composition de la communauté de phytoplancton se trouvant dans le lac Montjoie. Nous introduirons dans la suite de cette section les équations de base de la CCA, comment celle-ci s'effectue et comment utiliser ses résultats pour la détermination des niches.

Équations et méthode de résolution ¹⁸

Il est à noter que pour pouvoir parler de niches des catégories certains critères doivent être respectés. Nous reviendrons sur ces critères plus loin dans la section. Nous utiliserons donc le terme centroïde plutôt que niche pour l'explication des équations et de la méthode de résolution.

Supposons que nous ayons effectué n prises de mesures et que lors de chacune de ces prises de mesures ξ variables environnementales aient été mesurées ainsi que l'abondance de m catégories

18. Les équations [47](#) à [52](#) sont des versions adaptées pour notre étude des équations présentées par [Ter Braak and Verdonschot \(1995\)](#).

de phytoplancton. L'indice i sera utilisé pour itérer sur les prises de mesures, l'indice k pour itérer sur les catégories et l'indice j pour itérer sur les variables environnementales.

Les centroïdes sont déterminés à l'aide de moyennes pondérées. Le centroïde u_k de la catégorie k est défini comme :

$$u_k = \sum_{i=1}^n \frac{y_{ik}}{y_{+k}} x_i , \quad (47)$$

où y_{ik} est l'abondance de la catégorie k lors de la prise de mesures i , y_{+k} est la somme de toutes les abondances mesurées de la catégorie k et x_i est la valeur du gradient synthétique lors de la prise de mesure i .

Les gradients synthétiques sont des combinaisons linéaires des variables environnementales :

$$x_i = \sum_{j=1}^{\xi} c_j \zeta_{ij} , \quad (48)$$

où x_i est la valeur du gradient synthétique lors de la prise de mesures i , ζ_{ij} est la valeur de la variable environnementale j lors de la prise de mesures i et c_j est le coefficient associé à la variable environnementale ζ_{ij} dans la combinaison linéaire.

Ces gradients doivent être standardisés, i.e.

$$\sum_{i=1}^n \frac{y_{i+}}{y_{++}} x_i = 0 \quad \text{et} \quad \sum_{i=1}^n \frac{y_{i+}}{y_{++}} x_i^2 = 1 , \quad (49)$$

où y_{i+} est la somme des abondances de toutes les catégories lors de la prise de mesures i et y_{++} est la somme des abondances de toutes les catégories lors des n prises de mesures.

La CCA permettra d'obtenir les valeurs des coefficients c_j de l'équation 48 de manière à maximiser la séparation des niches. Ceci est effectué en maximisant la variance pondérée des centroïdes des catégories (λ) ¹⁹ qui est définie comme suit :

$$\lambda = \sum_{k=1}^m \frac{y_{+k}}{y_{++}} u_k^2 . \quad (50)$$

Mathématiquement, en combinant les équations et contraintes 47 à 50, on obtient un système d'équations pouvant être résolu comme un problème à une valeur propre dont le vecteur propre correspond aux coefficients c_j avec comme valeur propre le λ maximisé. Les gradients synthétiques suivants sont obtenus de la même manière, mais en ajoutant la contrainte que le nouveau vecteur propre soit non corrélé au(x) précédent(s) :

$$\sum_{i=1}^n y_{i+} x_i^t x_i^s = 0 \quad (t < s), \quad (51)$$

19. Notation seulement utilisée dans la section 4.5.1 et qui ne correspond pas à une longueur d'onde, mais bien à une valeur propre.

où x_i^t correspond à la valeur lors de la prise de mesures i d'un gradient synthétique déjà déterminé et x_i^s est la valeur lors de la prise de mesures i du nouveau gradient synthétique que l'on souhaite déterminer.

Pour chacun des centroïdes obtenus pour une catégorie k donnée, il est aussi possible de déterminer ce qui est appelé une tolérance (t_k). Il s'agit en fait d'une déviation standard pondérée par rapport au centroïde obtenu. Cette tolérance se calcule comme suit :

$$t_k = \sqrt{\sum_{i=1}^n \frac{y_{ik}}{y_{+k}(1 - 1/N_2)} (x_i - u_k)^2}, \quad (52)$$

$$\text{où } N_2 = \left\{ \sum_{i=1}^n \left(\frac{y_{ik}}{y_{+k}} \right)^2 \right\}^{-1}.$$

Cette tolérance sert de mesure de largeur de niche.

Centroïdes et niches

Si l'on souhaite interpréter les centroïdes obtenus par la CCA comme des valeurs de niche pour les différentes catégories, il y a 3 hypothèses de travail qui doivent être effectuées et respectées ([Legendre and Legendre, 2012](#)) :

1. Les catégories ont une distribution d'abondance ou de taux de croissance nette dite unimodale (un seul maximum) sur la plage de valeur des variables d'intérêt ;
2. Les distributions des catégories sont "sous le contrôle" des variables environnementales, ce qui fait en sorte que le mode (maximum d'abondance) de chaque catégorie est à sa valeur optimale dans la plage de valeur de chacune des variables ;
3. Les variables environnementales couvrent des plages de valeurs assez grandes pour que chaque catégorie passe de valeurs plus faibles qu'optimales (faible abondance) à des valeurs optimales (grande abondance), puis poursuivent à des valeurs plus grandes qu'optimales (faible abondance).

Dans notre cas, il nous faudra être un peu plus laxistes sur la troisième hypothèse/condition. En effet, comme nous avons un jeu de données limité et qu'un seul lac n'est étudié, nous serons limités sur les plages de valeurs observées pour chacune des variables. En effet, il se peut que les conditions optimales d'une catégorie donnée ne soient jamais observées dans notre lac. Par contre, la présence et la variation en abondance de cette catégorie indiquent que parmi les paramètres observés à notre site d'étude, il en existe qui soient plus favorables pour celle-ci. Pour les différentes catégories observées dans notre lac, ce sont ces valeurs favorables des variables environnementales que nous désirons déterminer avec la CCA. Ces limites et conditions particulières de notre étude nous permettent donc tout de même d'utiliser la CCA et ses résultats.

Sélection des variables pertinentes

En associant à chaque échantillon de l'IFCB les paramètres mesurés et calculés les plus près temporellement, il est possible d'effectuer une CCA et de déterminer les niches associées à

nos catégories. Pour déterminer les variables à utiliser, nous utiliserons la méthode proposée par [Ter Braak and Verdonschot \(1995\)](#). Tout d'abord, il faut effectuer des CCA à une seule variable avec chacune des variables environnementales. La variable la plus pertinente sera celle qui aura la valeur propre la plus élevée (maximisation de la séparation des niches). Par la suite, il faut effectuer des CCA à deux variables avec la variable sélectionnée et chacune des autres variables. Il faut additionner les deux valeurs propres de chacune des CCA et conserver la variable qui, mise en paire avec la première, a la plus grande somme (maximisation de la séparation des niches). On fait de même avec des CCA à 3, 4, ..., ξ variables pour sélectionner les variables subséquentes s'il y a lieu. Cette méthode systématique empêche les choix aléatoires de variables et retire les variables corrélées entre elles si on ne sélectionne pas trop de variables.

Gradients synthétiques vs variables environnementales

La CCA fournira les centroïdes des différentes catégories en terme des gradients synthétiques. Généralement, l'interprétation des résultats s'effectue à l'aide d'un graphique bidimensionnel utilisant les deux premiers gradients synthétiques obtenus pour afficher les centroïdes. Sur ces graphiques nommés "triplot" (voir exemple figure 9), on affiche les valeurs des centroïdes obtenus pour chacune des catégories, les valeurs des différentes prises de mesures, ainsi que les vecteurs représentant les variables environnementales dans le nouveau système d'axes. Par contre, si l'on souhaite permettre à quelqu'un sur le terrain de déterminer quelles catégories sont avantagées par les paramètres qu'il mesure, il est nécessaire de lui fournir des valeurs de niches en terme de variables environnementales et non en terme de combinaisons linéaires de celles-ci. Pour ce faire, il faut inverser les combinaisons linéaires obtenues (l'annexe G démontre l'inversion pour le cas simple à 2 variables environnementales).

Bonne ou mauvaise CCA

Comme il a été mentionné précédemment la CCA maximise la variance pondérée des centroïdes des catégories (soit la valeur propre λ). Les amplitudes des valeurs propres obtenues laissent savoir si les gradients synthétiques obtenus réussissent à bien séparer les catégories les unes des autres via leur centroïde. Une règle simple est de considérer que si la valeur propre d'un gradient synthétique est inférieure à 0.4, la séparation n'est pas suffisamment bonne pour pouvoir interpréter les résultats obtenus comme étant des valeurs quantitatives pour la détermination des niches ([Ter Braak and Verdonschot, 1995](#)).

Introduisons un autre concept pertinent pour caractériser une CCA, soit l'inertie. Définissons une nouvelle matrice $\Psi = [\psi_{ik}]$ à partir de notre matrice d'abondance $Y = [y_{ik}]$ ([Legendre and Legendre, 2012](#)) :

$$\Psi = [\psi_{ik}] = \left[\frac{y_{ik}}{y_{++}} \right] . \quad (53)$$

Cette nouvelle matrice est simplement une matrice d'abondance normalisée par la somme de toutes les abondances. Les valeurs obtenues sont donc entre 0 et 1 et représentent une abondance relative des différentes catégories et prises de mesures. Plus les valeurs s'approchent de 1, plus la prise de mesure de la catégorie constitue une part importante du phytoplancton mesuré. Si l'on somme les éléments de chacune des colonnes de Ψ , on se retrouve avec un

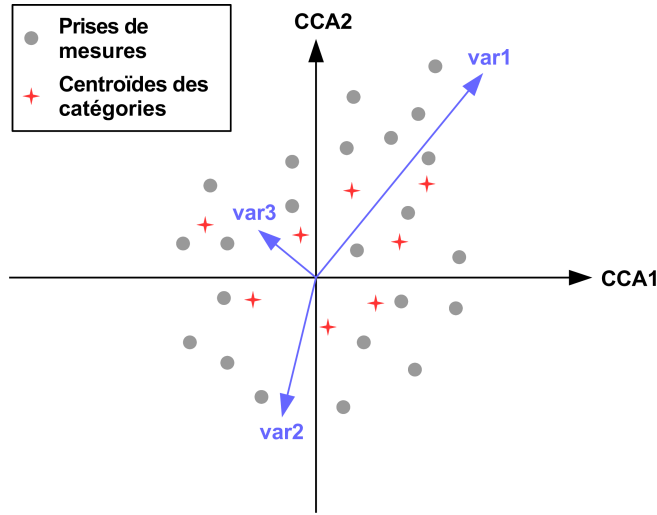


FIGURE 9 – Exemple de "triplot". Les axes CCA1 et CCA2 représentent les deux gradients synthétiques expliquant le plus d'inertie. Le troisième gradient synthétique n'est pas illustré, mais serait perpendiculaire aux 2 autres soit dans un axe qui sortirait de la feuille. Les cercles gris représentent les valeurs de variables environnementales dans ce nouveau système d'axes. Les croix rouges correspondent aux centroïdes calculés pour les différentes espèces. Les vecteurs bleus correspondent aux variables environnementales dans le nouveau système d'axes. Ils sont calculés en inversant les combinaisons linéaires obtenues puis en normalisant les vecteurs obtenus (voir annexe G).

vecteur ligne ψ_{+k} dont les éléments représentent l'abondance relative des catégories entre-elles. Au contraire, si l'on somme les éléments de chacune des lignes de Ψ , on se retrouve avec un vecteur colonne ψ_{i+} dont les éléments représentent l'abondance relative du phytoplancton lors des différentes prises de mesures. Si l'on multiplie ces deux vecteurs ensemble ($\psi_{i+}\psi_{+k}$), on obtient alors une prédiction de ψ_{ik} pour une situation où l'abondance relative des catégories serait fixe et les changements d'abondance ne seraient dictés que par les variations temporelles de la biomasse totale mesurée. L'inertie de notre distribution d'abondance correspond à la variance de notre distribution d'abondance ψ_{ik} par rapport à la prédiction $\psi_{i+}\psi_{+k}$ (Legendre and Legendre, 2012) :

$$I = \sum_{i=1}^n \sum_{k=1}^m \frac{(\psi_{ik} - \psi_{i+}\psi_{+k})^2}{\psi_{i+}\psi_{+k}} . \quad (54)$$

Ainsi, si $I = 0$, les abondances relatives des catégories ne changent pas dans le temps. Seul l'abondance totale varie dans le temps et vient changer les abondances des catégories de manière proportionnelle. Plus I augmente, plus il y a de variations à expliquer autrement. En d'autres mots, plus I est grand, plus il y a de changements observés dans la composition en catégories de la communauté phytoplanctonique au travers du temps. Ces changements de composition proviennent du changement d'une ou de plusieurs variables environnementales, nous éloignant de certaines niches dans notre espace multidimensionnel et nous rapprochant de d'autres. Il est possible de caractériser la proportion d'inertie expliquée par nos gradients synthétiques. Ainsi, pour une CCA, on divise la somme des valeurs propres obtenues par l'inertie

tie de notre distribution d'abondance. Pour des données dans le domaine de l'écologie, ce ratio est souvent faible : $< 10 \%$ (Ter Braak and Verdonschot, 1995).

Une autre caractéristique doit être fournie lorsque l'on présente un "triplot". Le "triplot" ne présente que deux des gradients synthétiques calculés. Ainsi, le graphique n'illustre qu'une proportion de l'inertie expliquée par notre CCA complète. En additionnant les valeurs propres des 2 axes illustrés et en divisant par la somme de toutes les valeurs propres obtenues, on obtient la proportion illustrée par le "triplot".

Finalement, si l'on souhaite comparer les gradients synthétiques entre eux, deux autres ratios peuvent être calculés. Le premier est la proportion d'inertie expliquée par chacun des gradients synthétiques. On calcule donc le ratio valeur propre du gradient synthétique sur inertie. Le second ratio est la proportion qu'a chacun des gradients synthétiques dans la proportion d'inertie expliquée. On calcule alors le ratio valeur propre du gradient synthétique sur la somme des valeurs propres de tous les gradients synthétiques.

4.5.2 Méthode d'entropie maximale (MaxEnt)

La méthode MaxEnt a été élaborée initialement (Phillips et al., 2004, 2006) afin d'être utilisée avec des données de présence seulement. Dans ce type de jeu de données, on a pour chacune des observations (présence) d'une espèce les valeurs de variables environnementales mesurées lors de cette observation. Dans notre cas, la présence d'une catégorie a aussi une abondance associée. Nous désirons utiliser l'algorithme de MaxEnt tel qu'il a été mis en place, mais tout de même utiliser l'information supplémentaire qu'est l'abondance pour améliorer les prédictions de MaxEnt. Pour ce faire, pour une observation d'abondance η , nous avons créé η observations (présences) ayant les variables environnementales associées. Le reste des explications de cette section seront effectuées en parlant de données de présence, mais gardez en tête que l'information lié à l'abondance n'est pas perdue dans notre cas.

Équations et méthode de résolution²⁰

La méthode MaxEnt, étudie une catégorie à la fois. On cherche à estimer une distribution de probabilité $\pi(\zeta)$ donnant la probabilité d'observer la catégorie étudiée dans les conditions environnementales ζ . La variable ζ est donc un vecteur dont les γ composantes correspondent aux valeurs des γ différentes variables environnementales retenues dans notre étude.

Une première contrainte pour $\pi(\zeta)$ est la condition de normalisation :

$$\sum_{\zeta} \pi(\zeta) = 1 . \quad (55)$$

Les valeurs de ζ dans la somme ne se restreignent pas à celles mesurées lors des différentes prises de mesures, elles peuvent avoir des valeurs intermédiaires, plus grandes ou plus petites à celles mesurées.

20. Les équations 55 à 64 sont des versions adaptées pour notre étude des équations présentées dans les publications suivantes : Phillips et al. (2004, 2006); Harte (2011).

Partant des mesures prises sur le terrain, il est possible de trouver les valeurs moyennes des variables environnementales lors des observations de la catégorie :

$$\frac{1}{\mathfrak{N}} \sum_{i=1}^{\mathfrak{N}} \zeta_i \equiv \sum_{i=1}^{\mathfrak{N}} \tilde{\pi}(\zeta_i) \cdot \zeta_i , \quad (56)$$

où l'on définit $\tilde{\pi}(\zeta_i)$ comme étant une distribution de probabilité uniforme et ζ_i correspond aux valeurs des variables environnementales lors de la prise de mesure i . La somme sur i peut être effectuée sur toutes les prises de mesures ou sur un sous-ensemble de \mathfrak{N} prises de mesures sélectionnées aléatoirement.

Les moyennes des variables environnementales devraient être les mêmes que l'on utilise la distribution de probabilité $\tilde{\pi}(\zeta_i)$ ou $\pi(\zeta)$:

$$\sum_{\zeta} \pi(\zeta) \cdot \zeta = \sum_{i=1}^{\mathfrak{N}} \tilde{\pi}(\zeta_i) \cdot \zeta_i . \quad (57)$$

Ainsi, la distribution $\pi(\zeta)$ est sujette à γ nouvelles contraintes.

Partant des contraintes issues de 57 et 55 et ne faisant point de suppositions superflues sur la distribution de probabilité (principe du rasoir d'Ockham), il faut donc déterminer la distribution la plus uniforme possible répondant auxdites contraintes. Ceci revient à déterminer la distribution $\pi(\zeta)$ qui maximise l'entropie de Shannon ($\mathcal{H}(\pi)$)²¹ :

$$\mathcal{H}(\pi) = - \sum_{\zeta} \pi(\zeta) \ln(\pi(\zeta)) . \quad (58)$$

La maximisation s'effectue grâce à la méthode des multiplicateurs de Lagrange et donne une distribution de la forme :

$$\pi(\zeta) = \frac{\exp[\boldsymbol{\sigma} \cdot \boldsymbol{\zeta}]}{Z(\boldsymbol{\sigma})} , \quad (59)$$

où $\boldsymbol{\sigma}$ est un vecteur de γ coefficients qui donnent un poids à chacune des variables environnementales et $Z(\boldsymbol{\sigma})$ sert à respecter la condition de normalisation et est donné par

$$Z(\boldsymbol{\sigma}) = \sum_{\zeta} \exp[\boldsymbol{\sigma} \cdot \boldsymbol{\zeta}] . \quad (60)$$

Ainsi, MaxEnt doit trouver les composantes de $\boldsymbol{\sigma}$ qui maximisent (π). Une méthode équivalente est de minimiser la divergence de Kullback-Leibler (aussi appelée entropie relative, \mathcal{R}) entre la distribution de probabilité recherchée et empirique :

$$\begin{aligned} \mathcal{R}(\tilde{\pi}||\pi) &= \sum_{i=1}^{\mathfrak{N}} \tilde{\pi}(\zeta_i) \ln \left[\frac{\tilde{\pi}(\zeta_i)}{\pi(\zeta_i)} \right] \\ &= -\mathcal{H}(\tilde{\pi}) - \sum_{i=1}^{\mathfrak{N}} \tilde{\pi}(\zeta_i) \ln[\pi(\zeta_i)] . \end{aligned} \quad (61)$$

21. Cette méthode se base sur la théorie de l'information de Shannon. Une introduction à cette théorie appliquée à des problèmes d'écologie est donnée dans [Harte \(2011\)](#).

Comme $\mathcal{H}(\tilde{\pi})$ est une constante que l'on peut calculer à l'aide de notre jeu de données, on peut simplifier le problème en minimisant simplement $-\sum_i \tilde{\pi} \ln[\pi(\zeta_i)]$ ou en maximisant $\sum_i \tilde{\pi} \ln[\pi(\zeta_i)]$. Utilisons l'équation 59 pour expliciter ce qui doit être maximisé :

$$\begin{aligned}
\sum_i \tilde{\pi} \ln[\pi(\zeta_i)] &= \frac{1}{\mathfrak{N}} \sum_{i=1}^{\mathfrak{N}} \ln \left[\frac{\exp[\sigma \cdot \zeta_i]}{Z(\sigma)} \right] \\
&= \frac{1}{\mathfrak{N}} \sum_{i=1}^{\mathfrak{N}} \{\ln[\exp[\sigma \cdot \zeta_i]] - \ln[Z(\sigma)]\} \\
&= \frac{1}{\mathfrak{N}} \sum_{i=1}^{\mathfrak{N}} \sigma \cdot \zeta_i - \ln[Z(\sigma)] \\
&= \frac{1}{\mathfrak{N}} \sum_{i=1}^{\mathfrak{N}} \sigma \cdot \zeta_i - \ln \left[\sum_{i=1}^{\mathfrak{N}} \exp[\sigma \cdot \zeta_i] \right] .
\end{aligned} \tag{62}$$

Les contraintes issues de 57 font en sorte que l'algorithme a des tendances au surajustement²². Il est possible de réduire cette problématique en assouplissant les conditions de l'équation 57 :

$$\left| \sum_{\zeta} \pi(\zeta) \cdot \zeta - \sum_{i=1}^{\mathfrak{N}} \tilde{\pi}(\zeta_i) \cdot \zeta_i \right| \leq \beta . \tag{63}$$

Dans ce cas, β est un vecteur dont les composantes sont des constantes ajoutant des tolérances sur les conditions initialement posées.

Ceci fait en sorte que la maximisation est plutôt la suivante (nommée gain dans MaxEnt) :

$$\text{gain} = \frac{1}{\mathfrak{N}} \sum_{i=1}^{\mathfrak{N}} \sigma \cdot \zeta_i - \ln[Z(\sigma)] + \beta \cdot |\sigma| . \tag{64}$$

Au cours de la sortie des différentes versions de MaxEnt, l'assouplissement des contraintes (équation 63) a été complexifié et amélioré. Dans notre cas, nous utilisons la version 3.3.3k. Pour avoir les détails et mises à jour sur ces modifications, consultez les documents d'aide de cette version²³.

À l'équation 55, nous avons mentionné que les valeurs de ζ ne se restreignaient pas à celles mesurées lors des différentes prises de mesures, mais pouvaient avoir des valeurs intermédiaires, plus grandes ou plus petites à celles mesurées. Pour évaluer ces valeurs intermédiaires et hors des plages de mesures, MaxEnt définit ζ à l'aide de sommes de fonctions linéaires et quadratiques affines par morceaux et de produits de ces fonctions. La version 3.3.3k de MaxEnt permet aussi d'avoir des fonctions seuils dans les sommes et produits. Par contre, ces fonctions seuils ont tendance à créer du surajustement et sont la plupart du temps irréalistes pour des paramètres environnementaux (Irwin et al., 2012). Pour ces raisons, seulement les sommes et produits de fonctions linéaires et quadratiques affines par morceaux seront conservés.

22. "overfitting" en anglais.

23. <https://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/>

Détermination des niches

Pour la détermination des niches, nous utiliserons la méthode présentée par [Irwin et al. \(2012\)](#). MaxEnt produit deux ensembles de modèles, un utilisant toutes les variables environnementales en même temps et un second où les variables environnementales sont utilisées une à la fois. Le premier ensemble de modèles sert à obtenir une probabilité de présence de la catégorie en fonction des variables environnementales ($\pi(\zeta)$) et à évaluer l'utilisabilité des modèles. Le second ensemble de modèles sert à caractériser la réponse de la catégorie à chacune des variables environnementales individuellement ($\pi(\zeta_j)$) où ζ_j est la composante j de $\zeta = \{\zeta_1, \zeta_2, \dots, \zeta_\gamma\}$.

C'est ce second ensemble de variables que nous utiliserons pour déterminer les valeurs optimales des niches réalisées. Ainsi, pour une catégorie donnée et une variable environnementale j donnée, la valeur optimale de niche réalisée est donnée par

$$u_j = \frac{\int \zeta_j \pi(\zeta_j) d\zeta_j}{\int \pi(\zeta_j) d\zeta_j} . \quad (65)$$

Ce calcul est tout simplement une moyenne pondérée par la distribution de probabilité $\pi(\zeta_j)$ fournie par MaxEnt. Pour ce qui est de l'évaluation de la largeur de niche, ce sera le calcul d'une variance pondérée par la distribution de probabilité $\pi(\zeta_j)$ qui nous permettra de l'évaluer :

$$\frac{\int (\zeta_j - u_j)^2 \pi(\zeta_j) d\zeta_j}{\int \pi(\zeta_j) d\zeta_j} . \quad (66)$$

Afin de pouvoir comparer avec les tolérances obtenues avec la CCA, il faudra tout simplement prendre la racine carrée de cette variance pour en obtenir la déviation standard.

Bon ou mauvais modèle

Tel qu'expliqué par ([Phillips et al., 2006](#)), c'est à partir de la fonction d'efficacité du récepteur ²⁴ (courbe ROC) qu'il sera possible d'évaluer la qualité de la modélisation effectuée par MaxEnt. Pour expliquer ce qu'est cette courbe et comment elle est obtenue, nous utiliserons un jeu de données hypothétiques très simple. Supposons une distribution de probabilité de présence $\pi(\zeta_j)$ fournie par MaxEnt pour une catégorie donnée et pour une variable donnée ζ_j tel qu'illustré à la figure 10 a). Supposons que cette distribution $\pi(\zeta_j)$ ait été obtenue à partir de la série temporelle présentée à la figure 10 b). La courbe ROC est en fait un graphique du taux de vrais positifs (TVP) en fonction du taux de faux positifs (TFP). Une telle courbe est obtenue en appliquant différentes valeurs de seuil sur $\pi(\zeta_j)$ puis en classifiant les mesures de ζ_j suivant ce seuil. Par la suite, on évalue le TVP et le TFP. La figure 10 a) montre un exemple de seuil de 0.4 illustré par les lignes oranges sur la distribution $\pi(\zeta_j)$. Dans notre cas très simple, il est possible de déterminer 2 valeurs limites de ζ_j à l'intérieur desquelles toutes les mesures seront classifiées comme étant des points où la catégorie était présente. Dans ce cas, on a donc un TVP de $2/4 = 0.5$ et un TFP de $2/10 = 0.2$. Ceci constitue un point de la courbe ROC. D'autres exemples de seuils appliqués et de points de la courbe ROC obtenus sont représentés par différentes couleurs à la figure 10.

Une courbe ROC dite parfaite aurait des TVP de 1 pour toute valeur de TFP. L'aire sous la courbe ROC (AUC) serait alors de 1. Par contre, les jeux de données que l'on possède ainsi que

24. "Receiver operating characteristic curve" en anglais.

la modélisation effectuée ne peuvent être parfaits, alors les AUC obtenus seront inférieurs à 1. Sachant qu'une classification aléatoire donnerait un AUC de 0.5 (aire sous la courbe pointillée à la figure 10 c)), il est possible de connaître la qualité de notre modélisation en comparant son AUC à ces deux extrêmes. On considère généralement qu'une modélisation ayant un AUC supérieur à 0.75 est suffisamment discriminante dans sa classification (Elith, 2000; Phillips and Dudík, 2008; Carrillo-Angeles et al., 2016). En deçà de ce seuil, la modélisation est considérée comme mauvaise.

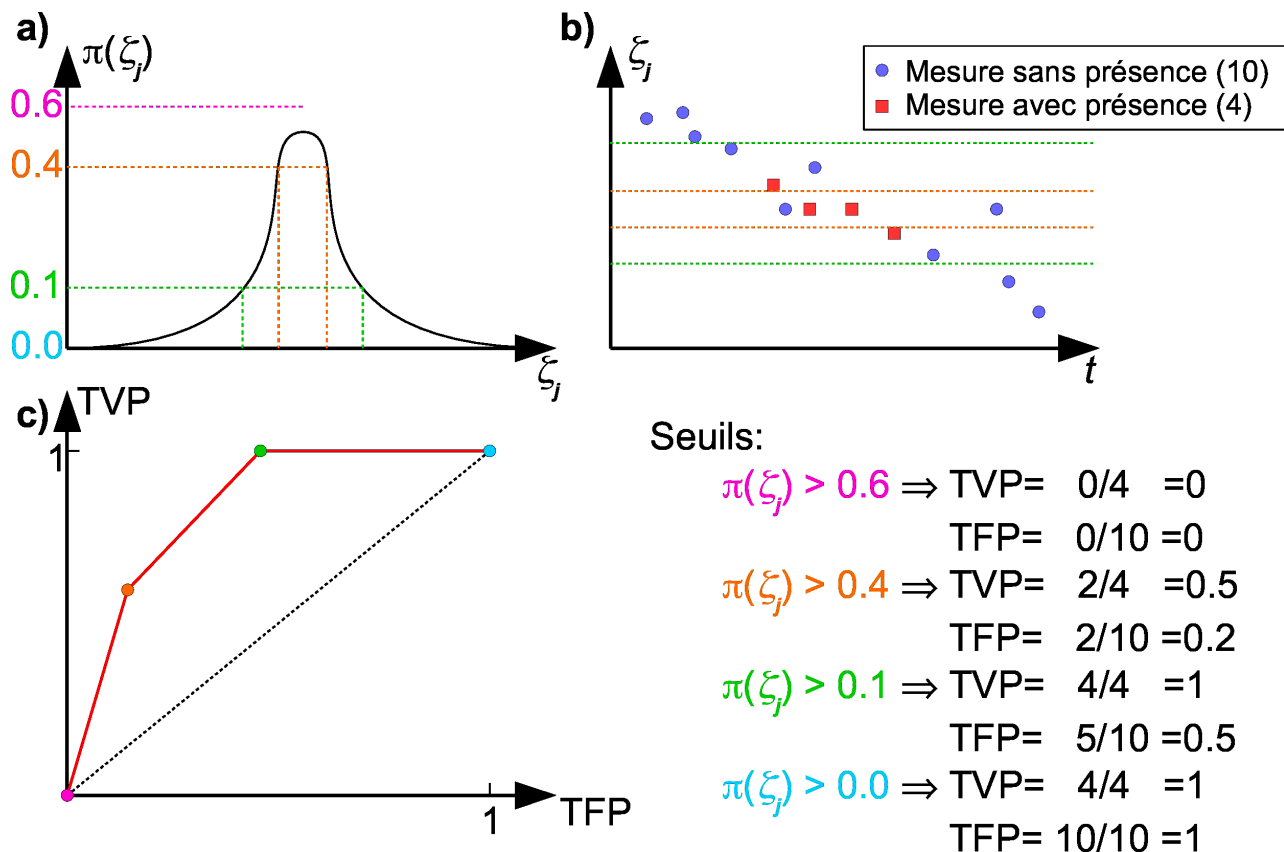


FIGURE 10 – Exemple explicatif du calcul de la fonction d'efficacité du récepteur (courbe ROC) pour l'obtention de l'aire sous celle-ci (AUC). a) Exemple fictif de distribution de probabilité de présence $\pi(\zeta_j)$ pour une catégorie donnée en fonction de la variable environnementale ζ_j . Les lignes de couleur indiquent des exemples de seuils pouvant être utilisés pour générer la courbe ROC et qui délimitent les plages de classification en fonction de ζ_j . b) Exemple fictif de série temporelle de la variable ζ_j . Les cercles bleus représentent des prises de mesure pour lesquelles la catégorie étudiée n'a pas été répertoriée et les carrés rouges celles pour lesquelles la catégorie a été répertoriée. Les lignes de couleur représentent les plages de classification obtenues des seuils en a). c) Exemple fictif de courbe ROC obtenue à partir des seuils et données présentés en a) et b). Le texte et la couleur associée présentent les valeurs des points obtenus pour la courbe ROC selon le seuil utilisé.

Sélection des variables pertinentes

C'est justement avec les valeurs d'AUC qu'il nous sera possible de sélectionner les variables les plus pertinentes pour modéliser la présence de nos catégories et ainsi déterminer les niches réalisées de ces dernières. MaxEnt générera un modèle pour chacune des catégories indépendamment. Une valeur d'AUC sera calculée pour chacun des modèles. Ainsi, nous génèrerons dans un premier temps, des modèles à une seule variable environnementale pour chacune des catégories. Ensuite, pour chacune des variables environnementales, nous calculerons une moyenne des différents AUC obtenus pour chacune des catégories. La variable environnementale ayant l'AUC moyen le plus élevé, soit la variable modélisant généralement mieux la présence des catégories, sera la première variable retenue. Par la suite, nous génèrerons des modèles à deux variables environnementales pour chacune des catégories. Nous calculerons encore une moyenne des différents AUC obtenus pour chacune des catégories. La combinaison de variable ayant le plus grand AUC moyen sera la combinaison retenue. Il est ensuite possible de poursuivre cette démarche systématique pour ajouter une à une de nouvelles variables à notre combinaison.

4.6 Programmes et algorithmes utilisés

Pour récupérer les données de la station de manière automatisée et effectuer les prétraitements, nous utilisons le langage de programmation Python²⁵ et plusieurs de ces bibliothèques associées. Pour le calcul des paramètres de la colonne d'eau, nous avons implanté nos propres algorithmes avec Python en nous basant sur LakeAnalyzer (Read et al., 2011). Pour la gestion et la classification des images de l'IFCB, nous avons utilisé MatLab et les algorithmes mis en place par Heidi M. Sosik du Woods Hole Oceanographic Institution. Pour le calcul de la CCA, nous utilisons l'algorithme mis en place dans la bibliothèque VEGAN de R que nous importons dans Python grâce à la bibliothèque rpy2 (nous faisons ça, car le reste des codes sont aussi construits avec Python). Enfin, comme mentionné précédemment, nous avons utilisé MaxEnt version 3.3.3k. Le reste des analyses, traitements de données et graphiques ont été effectués avec Python et ses bibliothèques NumPy et SciPy.

4.7 Organigramme

L'organigramme méthodologique de notre étude est présenté à la figure 11. Ce dernier présente les grandes étapes effectuées pour arriver à nos résultats. L'ordre dans lesquelles elles seront présentées ici diffère légèrement de celui dans la section des résultats à des fins de simplicité et de concision.

Tout d'abord, les données météorologiques d'Environnement Canada ont été récupérées (**I.**). Il fut de même pour les données obtenues des profils effectués par la station de mesure dans le lac Montjoie (**II.**). On combine ces deux séries de données afin de calculer les différents paramètres que nous avons présentés précédemment dans cette section (**III.**). D'autre part, on récupère aussi les séries d'images qui ont été prises par l'IFCB (**IV.**). On applique sur ces

25. <https://www.python.org>

images l'algorithme de classification afin d'obtenir les abondances des différentes catégories pour les différents échantillons (V.). Par la suite, on applique une moyenne glissante de 24h sur les séries temporelles de paramètres calculés afin de réduire la variabilité dans les données (VI.). On applique aussi une moyenne glissante de 24h sur les données d'abondance et ensuite on applique un seuil pour éliminer la ligne de base de celles-ci (VII.). Plus de détails sur ces moyennes glissantes et sur ce seuil seront donnés lors de la présentation des résultats. On associe ensuite les paramètres calculés en VI. avec les données d'abondance obtenues en VII. (VIII.). Pour ce faire, on trouve les paramètres calculés les plus près temporellement des abondances et on les associe ensemble (méthode du plus proche voisin). On obtient alors des séries temporelles d'abondance pour lesquelles on a les paramètres environnementaux associés (IX.). On élimine alors, en regardant manuellement les jeux d'images classifiées, les catégories pour qui la classification automatique a effectué beaucoup d'erreurs (X.). À partir des séries temporelles d'abondance modifiées, on calcul des taux de croissance nette. Ceci est fait en effectuant successivement des régressions suivant l'équation 46 sur des données appartenant à une plage de 24h commune. Ainsi, pour chacun des points d'abondance plus grand que 0, on trouve les autres données d'abondance prises 12h avant et après et on effectue la régression linéaire. Les algorithmes utilisés pour la CCA et MaxEnt ne prennent en entrée que des entiers positifs. Nos valeurs de taux de croissance nette obtenues doivent donc être modifiées pour respecter ce critère. Pour ce faire, tous les taux de croissance nette négatifs seront mis à 0. Ensuite, pour chaque catégorie, nous trouverons le taux de croissance nette maximum obtenu et normaliserons toutes les valeurs entre 0 et 100. Ainsi, le taux de croissance nette maximum aura une valeur de 100 et tous les autres auront une valeur entière entre 0 et 100. À l'aide de cette méthode, on obtient notre série temporelle de taux de croissance nette pour lesquels les mêmes paramètres environnementaux sont associés (XI.). Nous avons désormais toutes les séries temporelles nécessaires à notre étude. Nous appliquons alors les méthodes de sélection de variables expliquées précédemment et qui sont propres à chacun des algorithmes (XII.). Ceci nécessite d'exécuter les algorithmes avec les différents paramètres environnementaux et avec des combinaisons de paramètres environnementaux. Une fois les paramètres environnementaux pertinents trouvés, il faut sélectionner les catégories de phytoplancton ayant une réponse unimodale (d'abondance ou de taux de croissance nette selon le cas) en fonction des variables sélectionnées (XIII.) On calcul ensuite les niches pour les différentes catégories retenues (XIV.). Dans le cas de la CCA, nous devons réexécuter l'algorithme seulement sur les catégories retenues. Enfin, il sera possible de comparer les différents résultats obtenus entre eux (XV.). Dans un premier temps, nous pourrons comparer la CCA avec MaxEnt. Et dans un deuxième temps, nous pourrons comparer les résultats obtenus avec les abondances et les taux de croissance de nette.

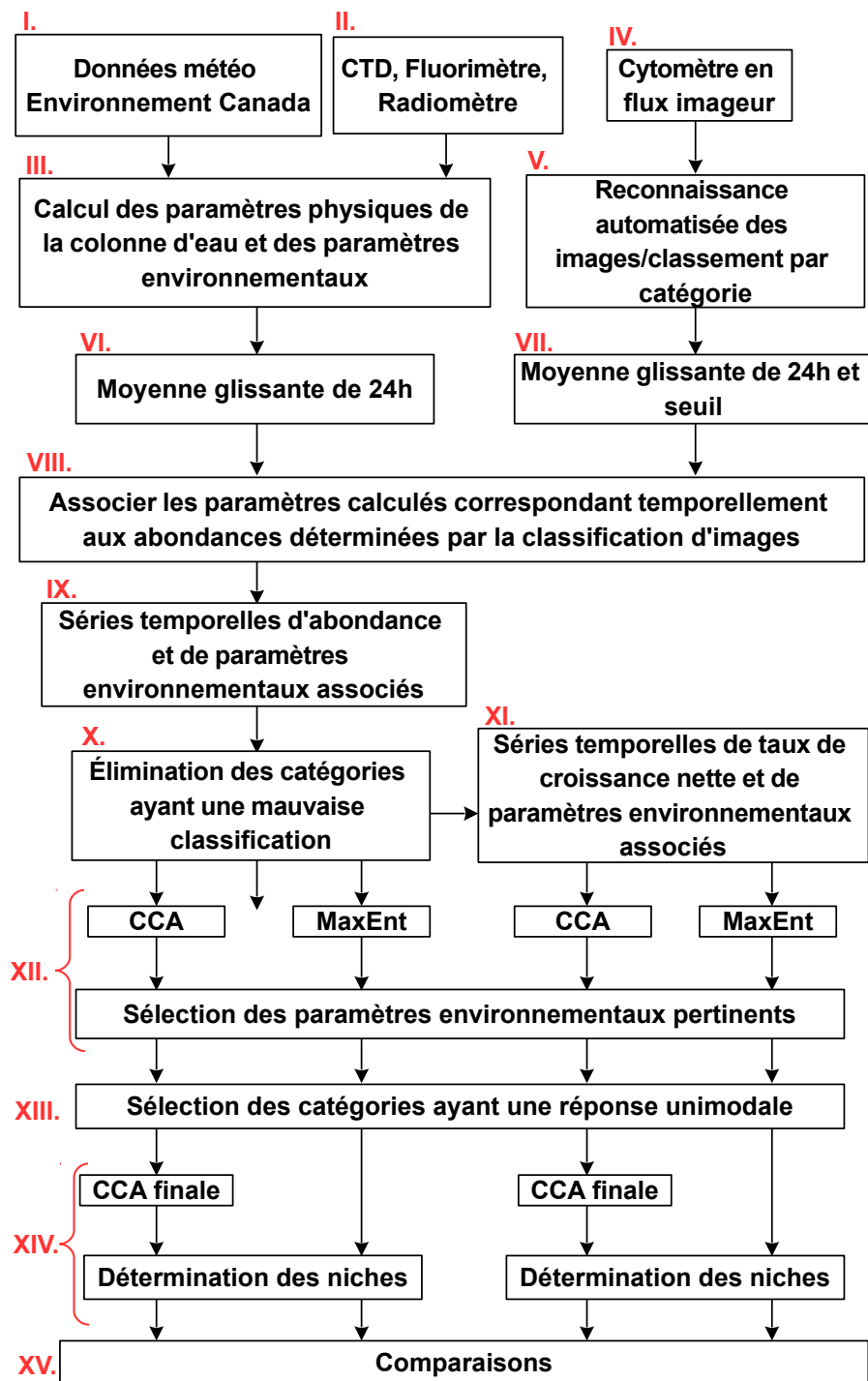


FIGURE 11 – Organigramme méthodologique du projet de recherche.

5 Résultats

Dans cette section, nous présenterons les résultats obtenus à l'aide des méthodes décrites précédemment et comparerons lesdites méthodes entre elles. De toutes les variables présentées dans la méthodologie, nous présélectionnons 17 variables²⁶ que nous considérons potentiellement pertinentes pour expliquer les variations observées dans la population de phytoplancton du lac Montjoie. Cette présélection est effectuée en se basant sur notre configuration de mesure (mesures de l'IFCB prises principalement à 2 m, soit fort majoritairement au dessus de la thermocline), sur les mesures disponibles et sur les connaissances acquises à l'aide de la littérature. Les séries temporelles 2013 et 2014 de ces 17 variables sont présentées aux figures 12 à 28.

Mentionnons quelques observations qui peuvent être effectuées grâce à ces graphiques. Tout d'abord, il est possible de voir que la stratification est de plus en plus profonde au fur et à mesure que l'été avance. Ceci est très évident à la figure 14 où l'on voit que la profondeur du début de l'hypolimnion est de plus en plus grande avec le temps. La profondeur de la thermocline et celle de l'épilimnion (figures 12 et 13) ont un comportement semblable, mais avec plus de variabilité. Ceci est tout à fait normal puisqu'ils sont plus en surface et donc plus sujets à des modifications/perturbations par les vents, la température de l'air, les précipitations... Une seconde observation pouvant être effectuée est que la stratification augmente de début juin à mi-juillet puis diminue par la suite. Ceci est mis en évidence par le comportement de S_T et de $\langle N^2 \rangle_{z_{th}}^S$ (voir figures 16 et 18) qui sont des indices directs de la stratification et via le comportement de $\langle T \rangle_{z_{th}}^S$ (voir figure 17) qui est un indice indirect de la stratification. Une comparaison minutieuse avec T_{air} (figure 26) montre que les augmentations et diminutions de stratification à l'échelle de quelques jours semblent liées aux augmentations et diminutions de température de l'air (moyennée sur 24h). Mentionnons que les stratifications de 2013 et 2014 (les séries temporelles de S_T , $\langle T \rangle_{z_{th}}^S$ et $\langle N^2 \rangle_{z_{th}}^S$) sont assez semblables de début juin à début juillet, mais que par la suite le lac semble moins stratifié en 2014. Enfin, malgré les nombreuses plages temporelles d'inactivité de la station en 2014 et le faible recouvrement temporel avec 2013, la série de 2014 sera tout de même utile afin de comparer les résultats obtenus par la CCA effectuée sur la série de 2013.

Des 170 catégories pour lesquelles nous avons des séries temporelles d'abondance provenant des images prises par l'IFCB, 128 seront retenues a priori pour notre étude. Ce choix a été effectué manuellement en regardant les jeux d'images classifiées et en déterminant si la classification était acceptable ou mauvaise (grand nombre ou non d'images mal classées). De plus, au cours des analyses, nous retirerons automatiquement les catégories dont le maximum d'abondance est inférieur à 4 comptes.

26. Les variables sélectionnées sont celles en rouge dans le [glossaire](#).

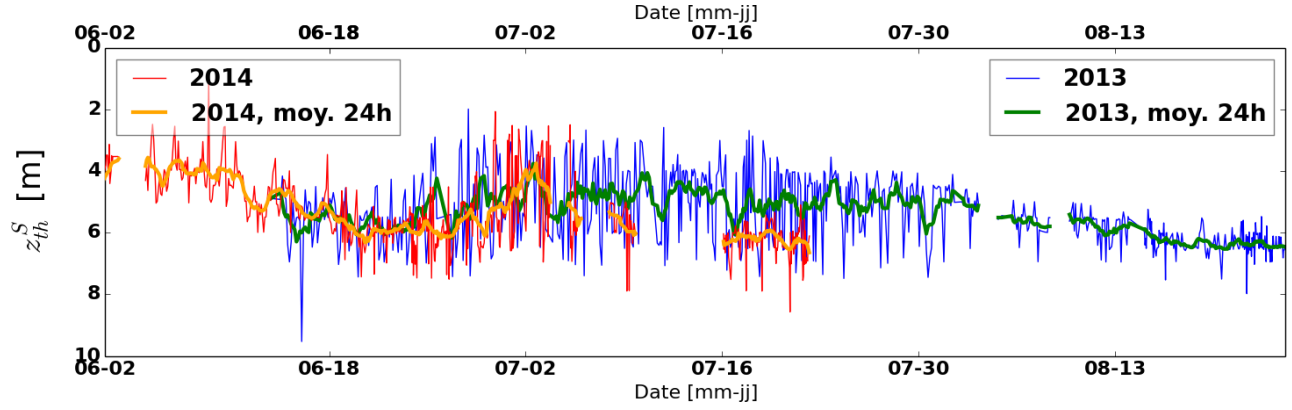


FIGURE 12 – Séries temporelles 2013 et 2014 de z_{th}^S . Les lignes bleue (2013) et rouge (2014) correspondent aux valeurs brutes du paramètre et celles verte (2013, moy. 24h) et orange (2014, moy. 24h) aux valeurs brutes moyennées sur 24h du même paramètre.

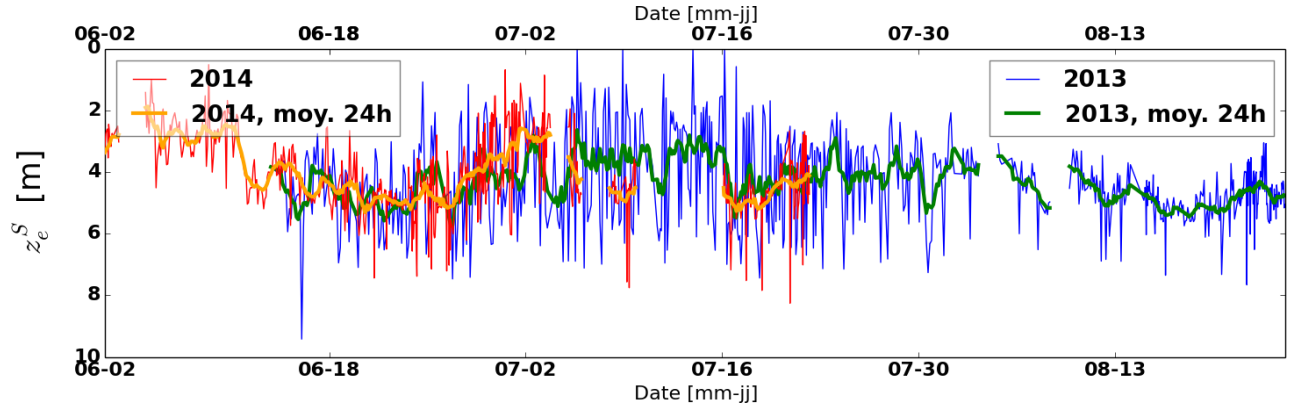


FIGURE 13 – Séries temporelles 2013 et 2014 de z_e^S . Pour une explication des couleurs de lignes se référer au titre de la figure 12. Les valeurs à 0 correspondent à des profils laissant croire que le métalimnion s'étend jusqu'à la surface (pas d'épilimnion).

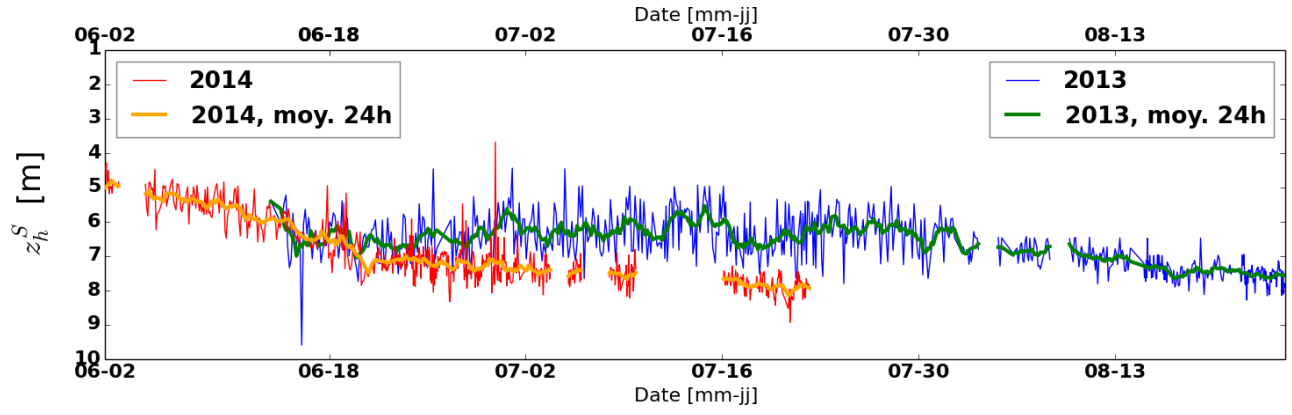


FIGURE 14 – Séries temporelles 2013 et 2014 de z_h^S . Pour une explication des couleurs de lignes se référer au titre de la figure 12.

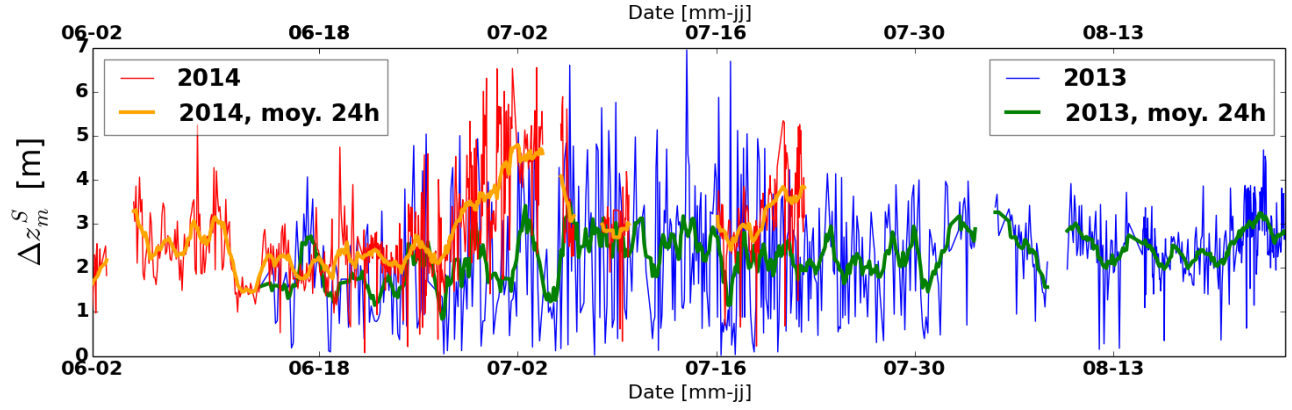


FIGURE 15 – Séries temporelles 2013 et 2014 de Δz_m^S . Pour une explication des couleurs de lignes se référer au titre de la figure 12.

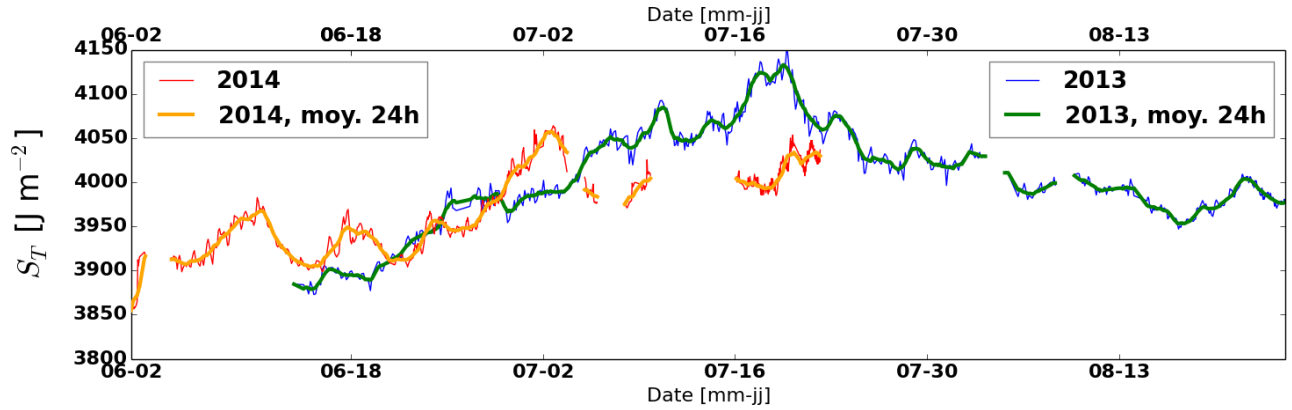


FIGURE 16 – Séries temporelles 2013 et 2014 de S_T . Pour une explication des couleurs de lignes se référer au titre de la figure 12.

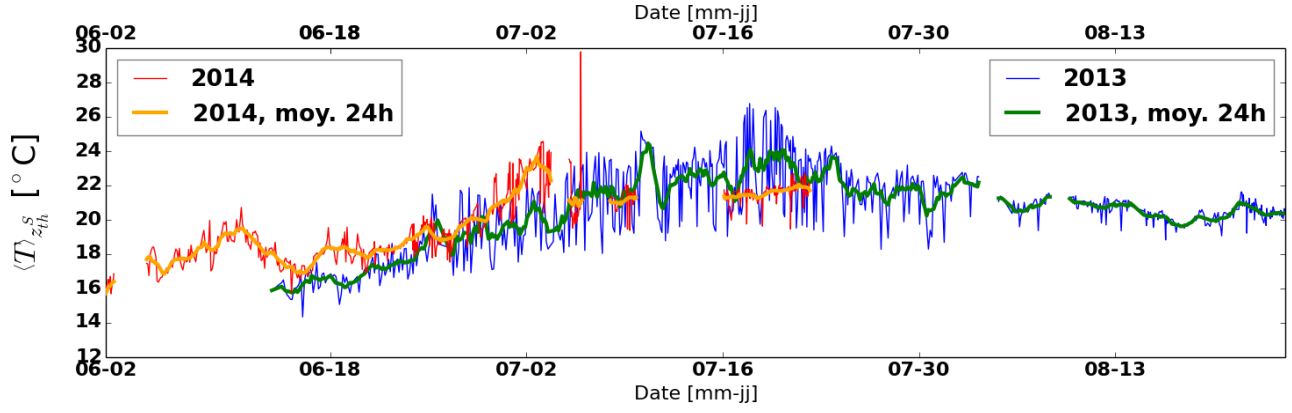


FIGURE 17 – Séries temporelles 2013 et 2014 de $\langle T \rangle_{z_{th}^S}$. Pour une explication des couleurs de lignes se référer au titre de la figure 12.

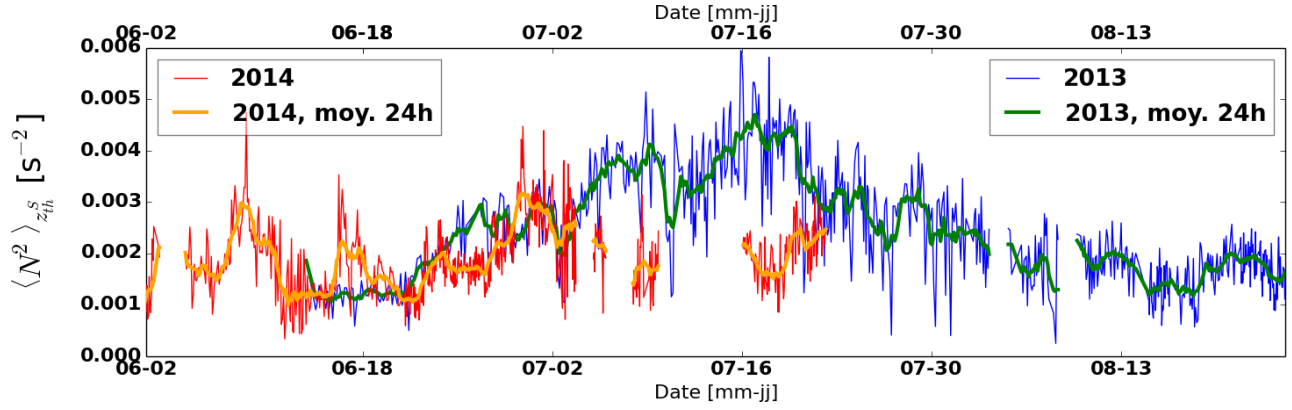


FIGURE 18 – Séries temporelles 2013 et 2014 de $\langle N^2 \rangle_{z_{th}^S}$. Pour une explication des couleurs de lignes se référer au titre de la figure 12.

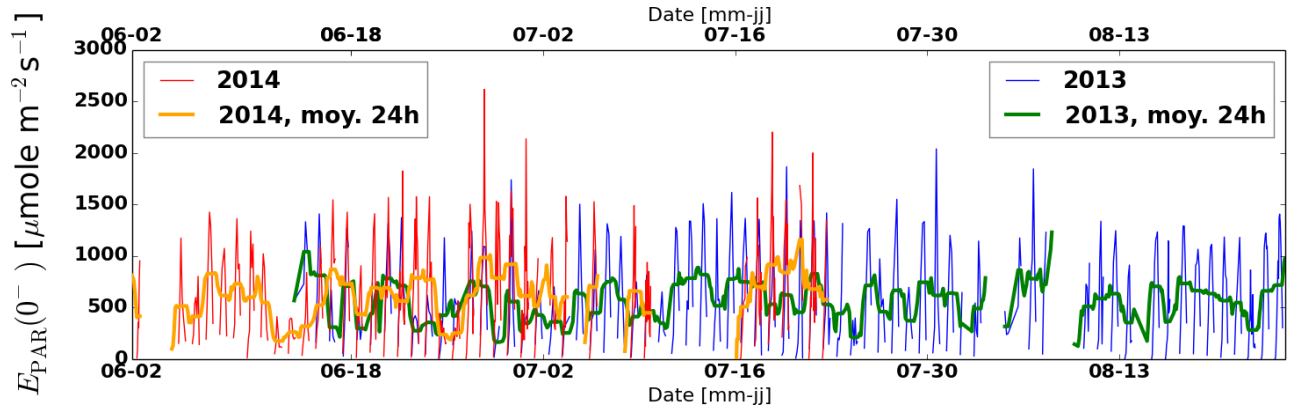


FIGURE 19 – Séries temporelles 2013 et 2014 de $E_{PAR}(0^-)$. Pour une explication des couleurs de lignes se référer au titre de la figure 12.

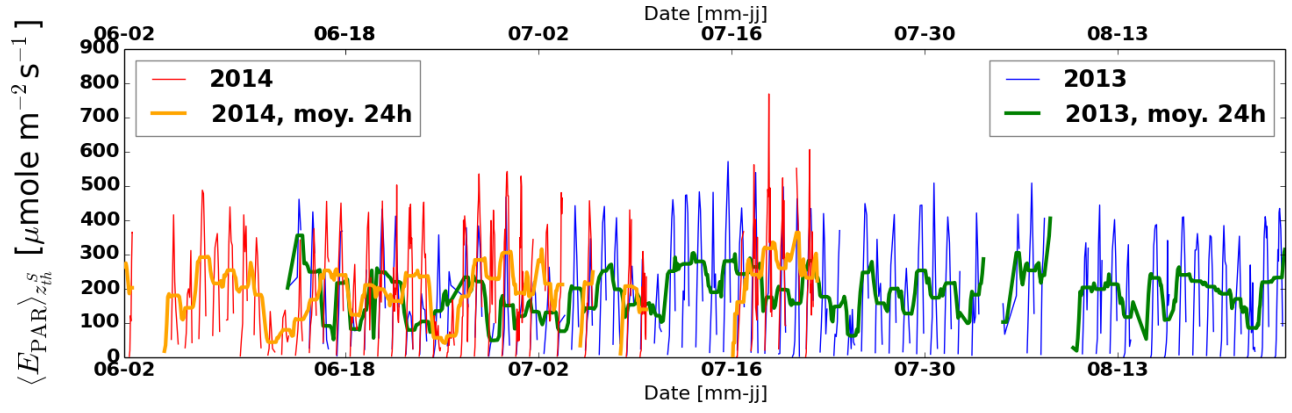


FIGURE 20 – Séries temporelles 2013 et 2014 de $\langle E_{\text{PAR}} \rangle_{z_{th}}^S$. Pour une explication des couleurs de lignes se référer au titre de la figure 12.

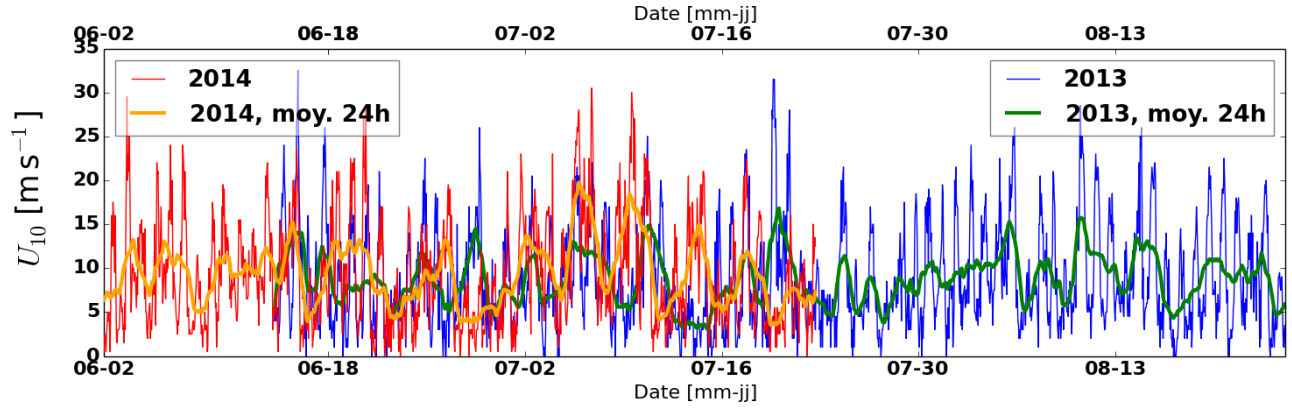


FIGURE 21 – Séries temporelles 2013 et 2014 de U_{10} . Pour une explication des couleurs de lignes se référer au titre de la figure 12.

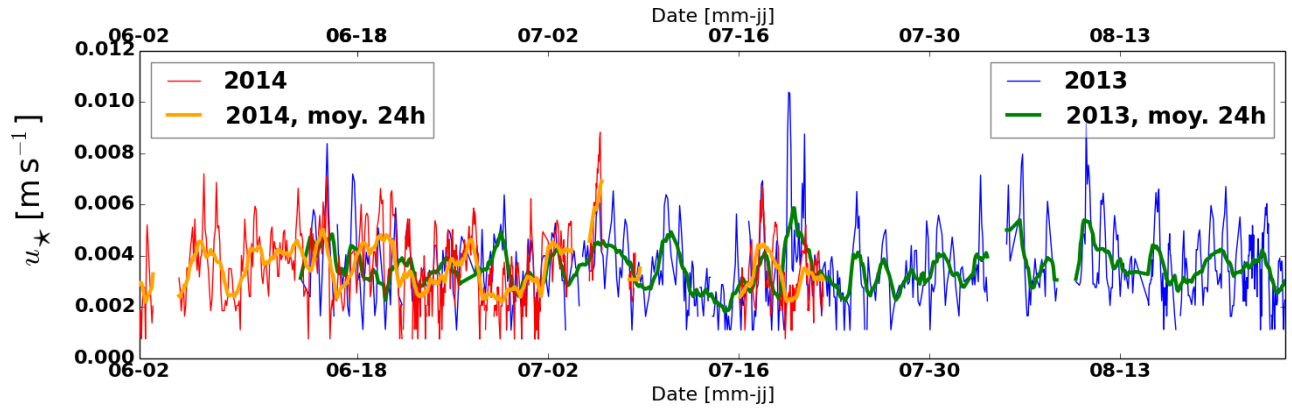


FIGURE 22 – Séries temporelles 2013 et 2014 de u_* . Pour une explication des couleurs de lignes se référer au titre de la figure 12.

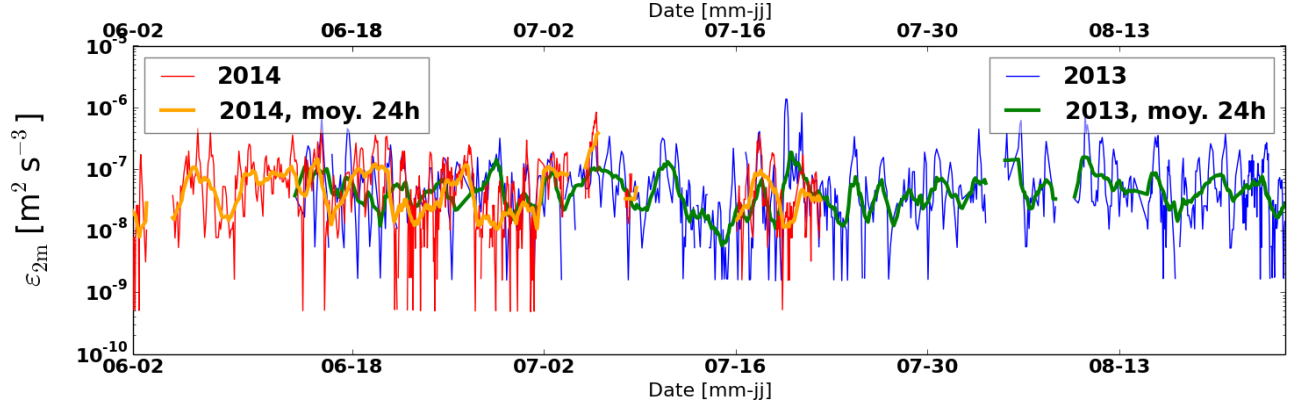


FIGURE 23 – Séries temporelles 2013 et 2014 de ε_{2m} . Étant donné la variabilité rapide sur plusieurs ordres de grandeurs de ε_{2m} , la moyenne sur 24h a été effectuée sur le $\log(\varepsilon_{2m})$ plutôt que sur ε_{2m} . Pour une explication des couleurs de lignes se référer au titre de la figure 12.

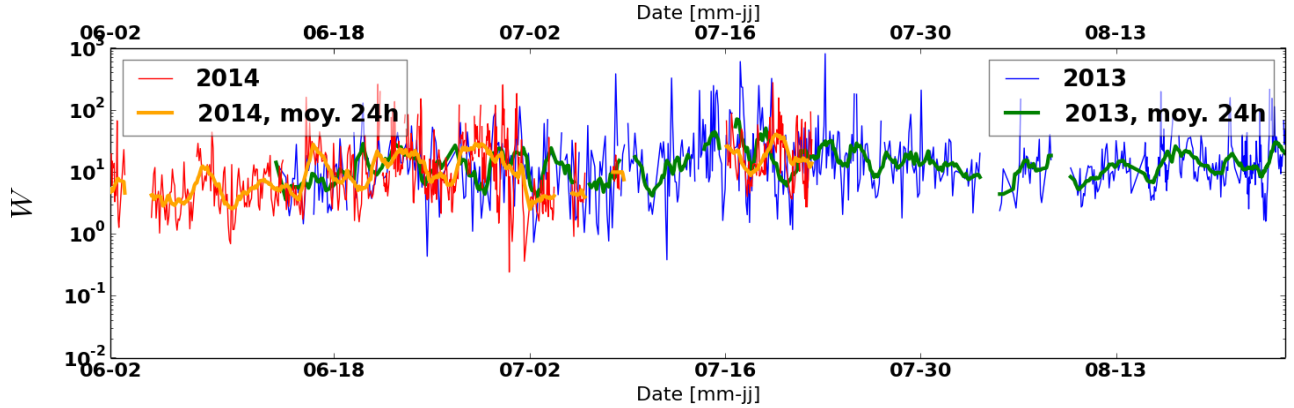


FIGURE 24 – Séries temporelles 2013 et 2014 de W . Étant donné la variabilité rapide sur plusieurs ordres de grandeur de W , la moyenne sur 24h a été effectuée sur le $\log(W)$ plutôt que sur W . Pour une explication des couleurs de lignes se référer au titre de la figure 12.

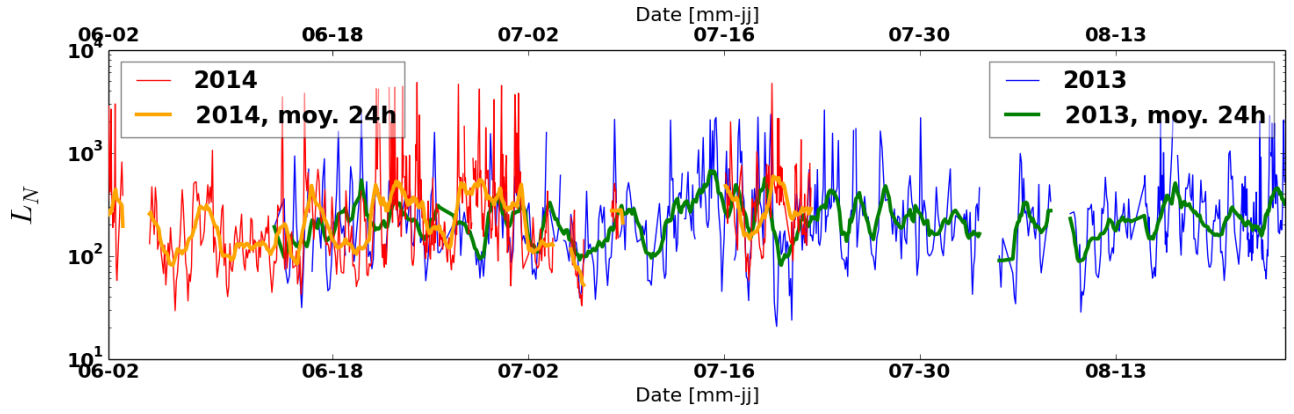


FIGURE 25 – Séries temporelles 2013 et 2014 de L_N . Étant donné la variabilité rapide sur plusieurs ordres de grandeurs de L_N , la moyenne sur 24h a été effectuée sur le $\log(L_N)$ plutôt que sur L_N . Pour une explication des couleurs de lignes se référer au titre de la figure 12.

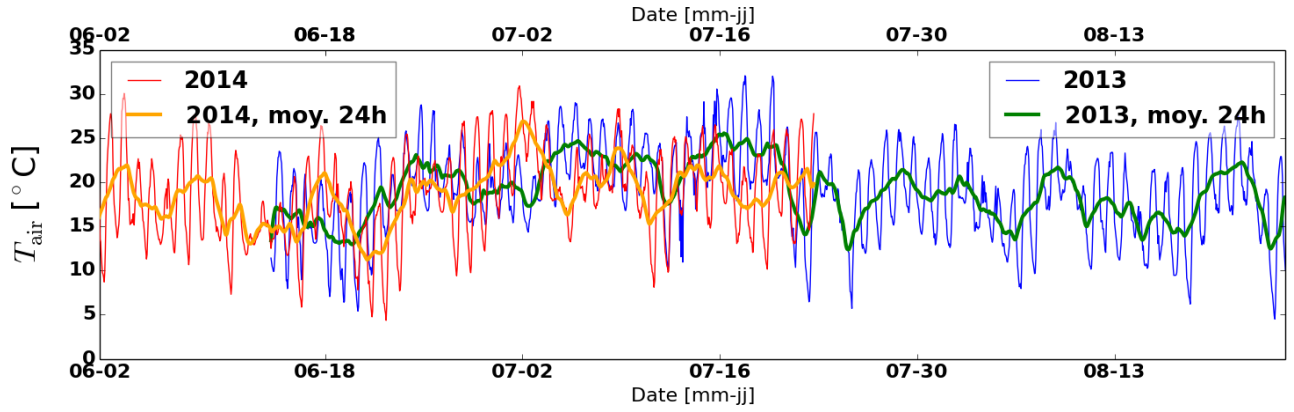


FIGURE 26 – Séries temporelles 2013 et 2014 de T_{air} . Pour une explication des couleurs de lignes se référer au titre de la figure 12.

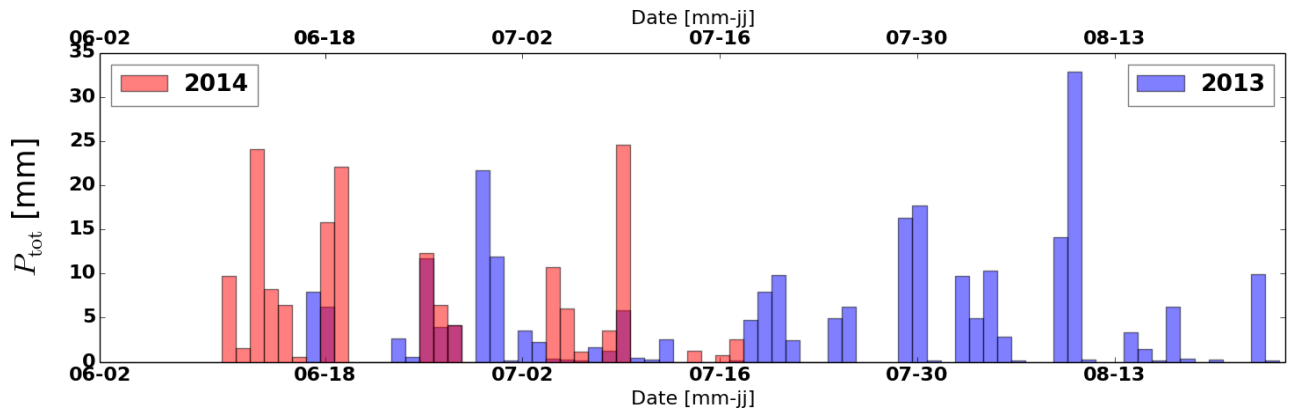


FIGURE 27 – Séries temporelles 2013 et 2014 de P_{tot} . Pour une explication des couleurs de lignes se référer au titre de la figure 12.

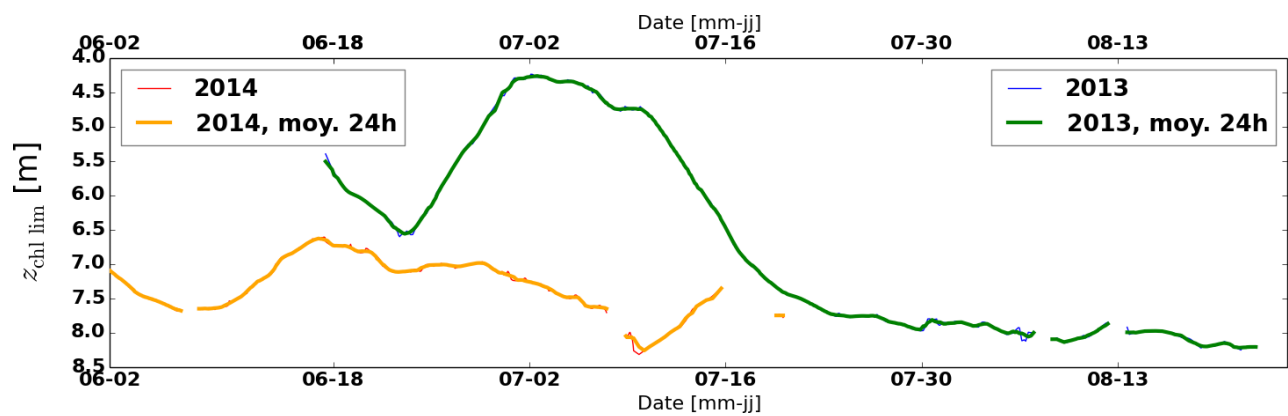


FIGURE 28 – Séries temporelles 2013 et 2014 de $z_{chl\ lim}$. Pour une explication des couleurs de lignes se référer au titre de la figure 12. La distinction entre les séries temporelles avec et sans moyennage sur 24h (orange vs rouge et vert vs bleu) est visuellement difficile puisque les deux types de séries se superposent régulièrement sur le graphique.

5.1 CCA sur les données d'abondance

Tout d'abord, c'est la CCA qui sera utilisée comme première méthode de détermination des niches réalisées. En utilisant la méthode de sélection des variables environnementales expliquée dans la méthodologie sur les données brutes, la première variable sélectionnée est la stabilité de Schmidt (S_T [J m^{-2}]) avec une valeur propre de 0.24. L'inertie de notre distribution d'abondance étant de 1.24, cette variable (ce premier gradient synthétique) permet d'en expliquer 19 %. La seconde variable sélectionnée est la profondeur limite de croissance du phytoplancton ($z_{\text{chl lim}}$ [m]). Les deux gradients synthétiques formés avec ces variables ont respectivement des valeurs propres de 0.24 et 0.10. Ce second gradient synthétique augmente de 8 % la proportion expliquée d'inertie atteignant désormais 27%. La troisième variable sélectionnée serait la profondeur du début de l'hypolimnion saisonnier (z_h^S [m]). Les trois gradients synthétiques formés avec ces variables ont respectivement des valeurs propres de 0.25, 0.11 et 0.02. L'ajout de cette troisième variable augmente peu la proportion expliquée d'inertie. Elle n'augmente que de 2 % pour atteindre 29 %. Cette variable ne sera donc pas retenue, nous nous limiterons aux deux premières variables sélectionnées. Nous renforcerons ce choix plus tard.

Il est important de noter que les deux gradients synthétiques obtenus ont des valeurs propres faibles comparativement au seuil de 0.4 fixé pour pouvoir interpréter les résultats de la CCA en terme de niches réalisées. Ceci semble provenir du fait que pour une majorité de catégories, malgré qu'elles puissent avoir un maximum d'abondance bien défini, nous mesurons une abondance faible tout au long du reste de la série temporelle (voir figure H.1 a) en annexe H). Comme les calculs de la CCA sont basés sur des moyennes et des variances pondérées, cette "ligne de base" regroupe les résultats autour de la moyenne pondérée de la série temporelle en entier. Ce problème semble provenir du fait que plutôt que de comparer différents lacs entre eux comme il est généralement fait lors de l'utilisation de la CCA pour la détermination des niches, nous étudions l'évolution temporelle d'un seul lac. Ainsi, les catégories qui présentent un maximum d'abondance à un moment donné de l'année sont nécessairement présentes avant et après que les conditions optimales à leur croissance aient été atteintes. Ce biais peut être corrigé en mettant à 0 les données d'abondance en dehors du maximum d'abondance. Comme toutes les catégories n'ont pas toutes des abondances comparables les unes par rapport aux autres, il faut déterminer un seuil qui s'adapte à chacune des catégories. Nous utiliserons donc le maximum d'abondance de chacune des catégories pour déterminer le seuil qui lui convient. Ainsi, toutes les valeurs d'abondance étant inférieures au quart du maximum d'abondance mesuré durant la série temporelle seront reportées à 0.

Par contre, avant d'appliquer ce seuil, nous voudrions aussi nous débarrasser de la variabilité journalière qui existe au niveau des paramètres mesurés, mais plus significativement au niveau des mesures d'abondance du phytoplancton. En effet, il existe une variabilité assez grande entre l'abondance mesurée d'un échantillon à l'autre. Ceci pourrait être expliqué à la fois par la distribution peu uniforme du phytoplancton dans le lac²⁷, mais aussi par l'algorithme de classement d'images qui peut effectuer une certaine proportion d'erreurs dans sa classification. Cette proportion est de moins en moins négligeable plus l'abondance de la catégorie est faible. De plus, la possible migration verticale du phytoplancton selon un cycle journalier peut créer

27. Nommé "patchiness" dans la littérature.

une variation dans les données d'abondance. Ce qui nous intéresse davantage dans cette étude est d'expliquer l'évolution de la population de phytoplancton sur de longues périodes (sur plusieurs mois) plutôt que sur de courtes périodes. Ainsi, pour se soustraire à cette variabilité intrajournalière, nous appliquerons une moyenne glissante de 24 heures sur toutes les données utilisées. C'est suite à l'application de celle-ci que nous appliquerons le seuil mentionné précédemment. En annexe H, la figure H.1 b) montre un exemple de l'effet de la moyenne glissante sur 24 heures et du seuil sur des données d'abondance. L'effet de la moyenne glissante sur les données environnementales, est présenté par les lignes vertes (2013) et oranges (2014) des figures 12 à 28. Une fois la moyenne et le seuil appliqués, nous réeffectuons la méthode de sélection des variables.

La première variable sélectionnée est alors la température moyenne au-dessus de la thermocline saisonnière ($\langle T \rangle_{z_{th}^S}$ [°C]). Le gradient synthétique obtenu a une valeur propre de 0.66 et l'inertie de la distribution d'abondance est désormais de 2.50. La proportion d'inertie expliquée est de 26 %. La seconde variable sélectionnée est toujours $z_{chl\ lim}$. Les deux gradients synthétiques formés avec ces variables ont respectivement des valeurs propres de 0.66 et 0.25. Ce second gradient synthétique augmente de 10 % la proportion expliquée d'inertie atteignant désormais 36 %. La troisième variable sélectionnée serait z_h^S . Les trois gradients synthétiques formés avec ces variables ont respectivement des valeurs propres de 0.67, 0.25 et 0.10. L'ajout de cette troisième variable augmente peu la proportion expliquée d'inertie. Elle n'augmente que d'un peu plus de 6 % pour atteindre 42 %. La valeur propre du troisième gradient synthétique se trouve très loin du seuil de 0.4, ce qui confirme l'élimination de z_h^S des variables explicatives retenues.

Revenons sur le fait qu'avant et après le moyennage sur 24h la première variable sélectionnée est passée de S_T à $\langle T \rangle_{z_{th}^S}$. Tel que nous l'avons mentionné lors de la présentation des séries temporelles des variables environnementales, S_T , $\langle T \rangle_{z_{th}^S}$ et $\langle N^2 \rangle_{z_{th}^S}$ sont des variables caractérisant la stratification thermique du lac et ont donc des comportements similaires. De par sa définition (équation 17) utilisant une intégrale sur la colonne d'eau en entier, S_T présente beaucoup moins de variabilité dans ses données brutes (avant le moyennage de 24h). Par contre, une fois le moyennage sur 24h effectué, les trois variables ont des comportements similaires. Ceci est illustré lors de la sélection de la première variable avec la CCA sur les données moyennées où S_T , $\langle T \rangle_{z_{th}^S}$ et $\langle N^2 \rangle_{z_{th}^S}$ génèrent respectivement des valeurs propres de 0.66, 0.64 et 0.53. Ces trois variables, étant fortement corrélées, sont donc équivalentes et peuvent être interchangeables. Par contre, comme nous désirons avoir des niches comparables d'une méthode à l'autre, il nous faudra sélectionner toujours la même variable dans le reste de l'étude. Ainsi, dès que S_T , $\langle T \rangle_{z_{th}^S}$ ou $\langle N^2 \rangle_{z_{th}^S}$ sera une variable sélectionnée, nous utiliserons $\langle T \rangle_{z_{th}^S}$ comme variable²⁸. Le choix de $\langle T \rangle_{z_{th}^S}$ se base sur le fait que cette variable est probablement plus importante et plus liée aux taux de croissance (Eppley, 1972). Alors c'est ce paramètre que nous sélectionnerons pour l'exercice. Des résultats et comportements très semblables sont obtenus si nous sélectionnons les deux autres variables.

28. Si $\langle T \rangle_{z_{th}^S}$ a déjà été sélectionné auparavant nous conserverons la variable S_T ou $\langle N^2 \rangle_{z_{th}^S}$ comme autre variable explicative.

Les figures 29 a) et b) présentent respectivement l'espace des variables environnementales dans lequel la CCA sera effectuée (2013) et comparée (2014). Chacun des points correspond à un échantillon pris par l'IFCB et représente les valeurs environnementales associées à cet échantillon. L'ellipse orange représente la seule zone de recouvrement entre les séries 2013 et 2014. Si c'est l'abondance qui s'avère être utile pour la détermination des niches, on anticipe donc que les catégories qui avaient un pic d'abondance dans cette région en 2013 aient aussi un pic d'abondance dans cette région en 2014. Par contre, si comme nous le soupçonnons, c'est le taux de croissance nette qui s'avère être plus pertinent pour la détermination des niches dans notre contexte, la zone de recouvrement étant à la fin de la série de 2014 les catégories qui auraient leur niche dans cette région seront peu abondantes en 2014. Enfin, mise à part cette zone de recouvrement, les catégories qui ont un pic d'abondance dans la série 2013 devraient être peu ou moins abondantes en 2014. Inversement les catégories qui ont un pic d'abondance dans la série 2014 devraient être peu ou moins abondantes en 2013. Ces comparaisons seront effectuées ultérieurement.

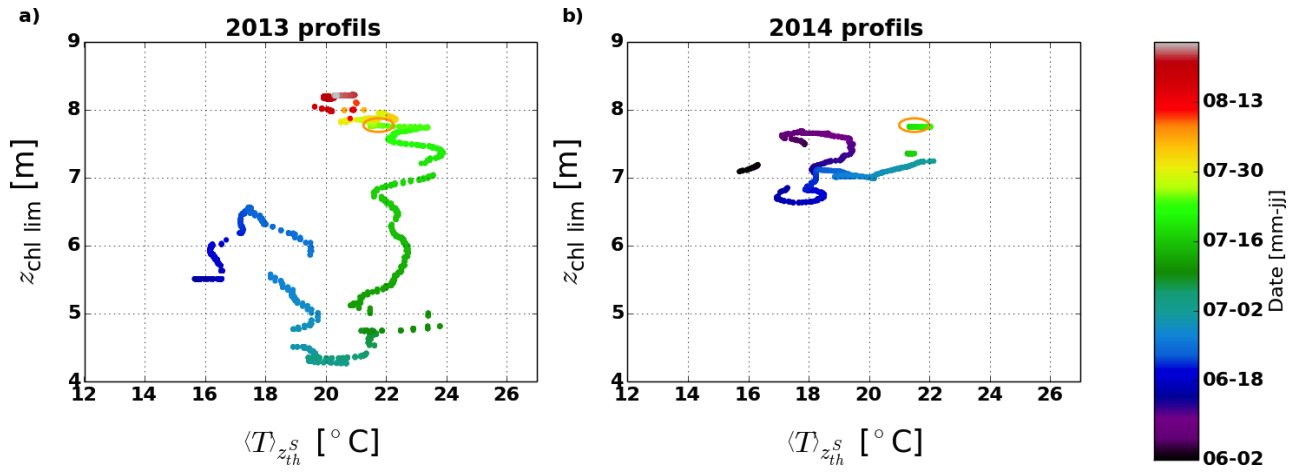


FIGURE 29 – Valeurs des variables environnementales sélectionnées correspondant aux échantillons pris par l'IFCB après l'application de la moyenne glissante de 24h et l'application du seuil. Les ellipses oranges illustrent la zone de recouvrement des séries 2013 et 2014. a) Mesures de 2013. b) Mesures de 2014. La couleur des points correspond aux dates de la barre de couleur.

Il est justifié de se demander pourquoi nous conservons $z_{chl\ lim}$ alors que le gradient synthétique ajouté par sa sélection se trouve aussi sous le seuil de 0.4. Nous conservons cette seconde variable, car la valeur propre de 0.25 n'est pas très loin du seuil et que nous n'avons pas encore éliminé les catégories qui n'ont pas une réponse unimodale face aux variables sélectionnées. Cette condition d'unimodalité est elle aussi nécessaire pour l'interprétation des résultats en terme de niches. La sélection s'effectue visuellement à l'aide des graphiques de données d'abondance en fonction des deux variables retenues (voir exemple figure 30). Si la catégorie présente un pic bien défini en fonction des 2 variables retenues, elle est conservée. Dans le cas où la catégorie présente plusieurs pics d'abondance (catégorie dont l'abondance est dictée principalement par une autre variable environnementale) ou tout simplement pas de pic d'abondance distinct, elle est éliminée. Cette sélection fait en sorte que nous retenons 29 catégories.

Avec ces catégories retenues, une CCA dite finale est effectuée avec les deux variables retenues. Les valeurs propres obtenues sont 0.86 et 0.55 et l'inertie de la distribution d'abondance est de 4.69. La proportion d'inertie expliquée par chacun des gradients synthétiques est de 18 % et 12 % pour un total de 30 %. Nous avons encore une fois testé s'il était possible d'ajouter une troisième variable respectant le seuil de 0.4 pour les valeurs propres des gradients synthétiques. Aucune variable n'a été retenue, la variable la plus près du seuil était z_h^S avec 0.12 comme valeur propre associée au nouveau gradient synthétique généré. En inversant les valeurs de centroïdes obtenus de cette CCA à deux variables à l'aide de l'inversion démontrée en annexe G, il est possible d'obtenir les valeurs de niches pour les catégories retenues. Ces valeurs de niches réalisées sont présentées par les points rouges à la figure 31. Les catégories, leur indice associé ainsi que les valeurs explicites des niches et de leur largeur obtenues sont présentées en annexe J (tableau J.1). Pour les lecteurs intéressés au triplot de la CCA, référez vous à l'annexe I (figure I.1). Il est nécessaire de mentionner que les largeurs de niches pour les catégories à haut $z_{chl\ lim}$ semblent exagérément grandes. Ceci laisse croire que, pour ces catégories, la variable $\langle T \rangle_{z_{th}^S}$ est très peu contraignante. Par contre, ceci ne semble être qu'un artefact causé par le seuil que nous avons appliqué sur nos séries temporelles d'abondance. Pour plus de détails et des exemples illustrant l'effet du seuil sur la position des niches et les largeurs de niches obtenues, veuillez vous référer à l'annexe K.

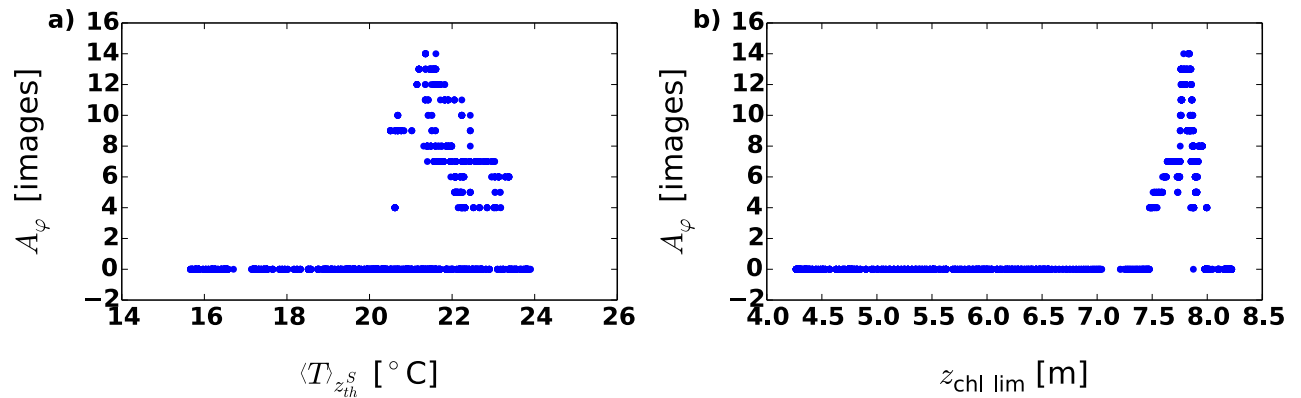


FIGURE 30 – Valeur d'abondance de la catégorie *Ankistrodesmoideae* (family) en fonction des 2 variables environnementales sélectionnées, permettant de visualiser l'unimodalité de la distribution d'abondance.

Comparons les résultats obtenus avec la série temporelle de 2014. On s'attend à ce que certaines catégories ne soient présentes qu'en 2013 à cause du faible recouvrement entre les séries temporelles de 2013 et 2014. Un exemple clair de cette situation est la catégorie *Dinobryon 3*. Comme le montre la figure 32 b), cette catégorie est très peu présente en 2014 comparativement à 2013. La valeur de niche obtenue (étoile verte) pour cette catégorie se trouve parmi les données de 2013 (région de points bleus de 2013) et loin de celle de 2014. Inversement, il devrait y avoir des catégories que nous n'avons pas retrouvées en 2013, mais qui sont présentes en 2014. *Dictyosphaerium* est l'une d'entre elles. On remarque bien à la figure 33 que le pic d'abondance de cette catégorie se situe parmi les données 2014 (région de points bleus de 2014) dans une zone qui n'avait pas été atteinte en 2013. Par contre, la région où se trouve le pic

d'abondance de 2014 est tout de même près de certaines données de 2013. On aurait donc pu s'attendre à observer un pic d'abondance plus faible en 2013 qu'en 2014, mais aucun pic n'est observé en 2013. Ceci laisse présager que les taux de croissance nette sont peut-être plus appropriés que les données d'abondance pour la détermination des niches.

Qu'en est-il pour la zone de recouvrement entre les données de 2013 et 2014? La niche de la catégorie *Ankistrodesmoideae (family)* se retrouve directement dans cette zone. La figure 34 compare la série de 2013 et 2014 pour cette catégorie. Nous remarquons que cette catégorie est absente en 2014 alors que la position obtenue pour sa niche nous suggérerait une présence accrue. Le même constat est effectué pour les catégories *Pseudoquadrigula* et *Chroococcus 1* (pas montré ici). Ces catégories dont les niches se retrouvent très près de la zone de recouvrement sont elles aussi très peu présentes dans la série de 2014. Plusieurs scénarios pourraient expliquer ceci. Il est peut-être plus pertinent d'utiliser les taux de croissance nette plutôt que les abondances afin de déterminer les niches (tel qu'expliqué à la section 5.3). Par contre, nous ne pouvons exclure la possibilité que notre méthode ne fonctionne peut-être pas aussi bien qu'escompté. Enfin, il est aussi possible que d'autres facteurs influencent les abondances et que nous ne pouvons en tenir compte avec notre méthode. Le faible recouvrement entre nos séries 2013 et 2014 nous limite donc ici. Nous poursuivrons tout de même cette section en utilisant l'abondance, car malgré tout, il est possible de comparer diverses méthodes et de tirer des conclusions pertinentes.

Enfin, il est possible que certaines catégories pour lesquelles nous avons déterminé une niche à l'aide des données de 2013 aient connu des conditions de croissance meilleures en 2014. Les valeurs de la niche obtenue ne sont donc pas les valeurs optimales réelles pour cette catégorie. *Oocystis* illustre bien cette situation (voir figure 35). Malgré que la niche (étoile verte) ait bien été positionnée près du pic d'abondance en 2013 (région de points rouges/gris), on remarque qu'en 2014 cette catégorie a connu une meilleure croissance (région des points mauves). Sa niche a donc mal été positionnée lors de notre CCA avec les données de 2013.

Pour cette première partie des résultats, il fallait conserver la série 2014 à des fins de comparaison et de validation de notre méthode. Par contre, il est possible de fusionner les deux séries temporelles, d'appliquer la moyenne glissante de 24 heures et le seuil et d'effectuer la sélection des variables comme précédemment. Dans ce cas, c'est S_T qui est la première variable sélectionnée avec une valeur propre obtenue de 0.48. Par contre, comme expliqué précédemment, dans ce type de situation nous utiliserons $\langle T \rangle_{z_{th}^S}$ afin d'avoir des résultats comparables entre eux. C'est donc $\langle T \rangle_{z_{th}^S}$ qui est la première variable sélectionnée. La valeur propre obtenue est donc de 0.46 et l'inertie de la distribution d'abondance est de 3.25. La seconde variable sélectionnée est $z_{chl\ lim}$. Les deux gradients synthétiques obtenus ont des valeurs propres de 0.48 et de 0.29. Encore une fois, l'ajout d'une troisième variable (z_h^S) n'est pas pertinent dans notre cas, car la valeur propre du troisième gradient (0.12) serait trop loin du seuil de 0.4. Nous sélectionnons les catégories ayant une réponse unimodale en fonction des deux variables sélectionnées. On conserve alors 32 catégories. Toutes les catégories de 2013 s'y retrouvent à l'exception de deux catégories qu'il a fallu éliminer, car avec l'ajout de 2014, leur réponse en fonction des deux variables sélectionnées ne semblait plus être unimodale. Cinq nouvelles catégories ont pu être ajoutées à l'étude grâce à la série de 2014. Les valeurs propres des deux gradients synthétiques sont 0.69 et 0.42. L'inertie de notre distribution d'abondance est désor-

mais de 5.33. L'ajout d'une troisième variable ne serait pas pertinent encore une fois, car la valeur propre du troisième gradient serait inférieur au seuil de 0.4. Ainsi, la proportion d'inertie expliquée par chacun des gradients synthétiques est de 13 % et 8 % pour un total de 21 %. Les niches obtenues sont présentées par les points rouges à la figure 36 et leurs valeurs explicites sont présentées en annexe J (tableau J.1). Pour les lecteurs intéressés au triplot de la CCA, référez vous à l'annexe I (figure I.1). Il est important de noter que toutes les catégories de 2013 conservées obtiennent des valeurs de niches très près de celles obtenues précédemment à l'exception de trois catégories (*Oocystis*, *Scenedesmus* et *Plagioselmis*). Celles-ci présentent des maximums autant dans la série de 2013 et 2014. Comme mentionné au paragraphe précédent, pour *Oocystis* l'ajout de la série de 2014 semble améliorer la valeur de niche obtenue.

L'utilisation des deux séries temporelles permet de déterminer les niches de nouvelles catégories et d'améliorer l'évaluation des niches de certaines des catégories déjà sélectionnées. La méthode du seuil permet aussi de ne pas modifier les niches obtenues pour des catégories qui n'étaient présentes qu'en grande quantité dans la série de 2013. Ainsi, l'ajout de séries temporelles de plusieurs années devrait permettre éventuellement d'avoir des valeurs de niches précises, et ce, pour la majorité des catégories répertoriées dans le lac à l'étude.

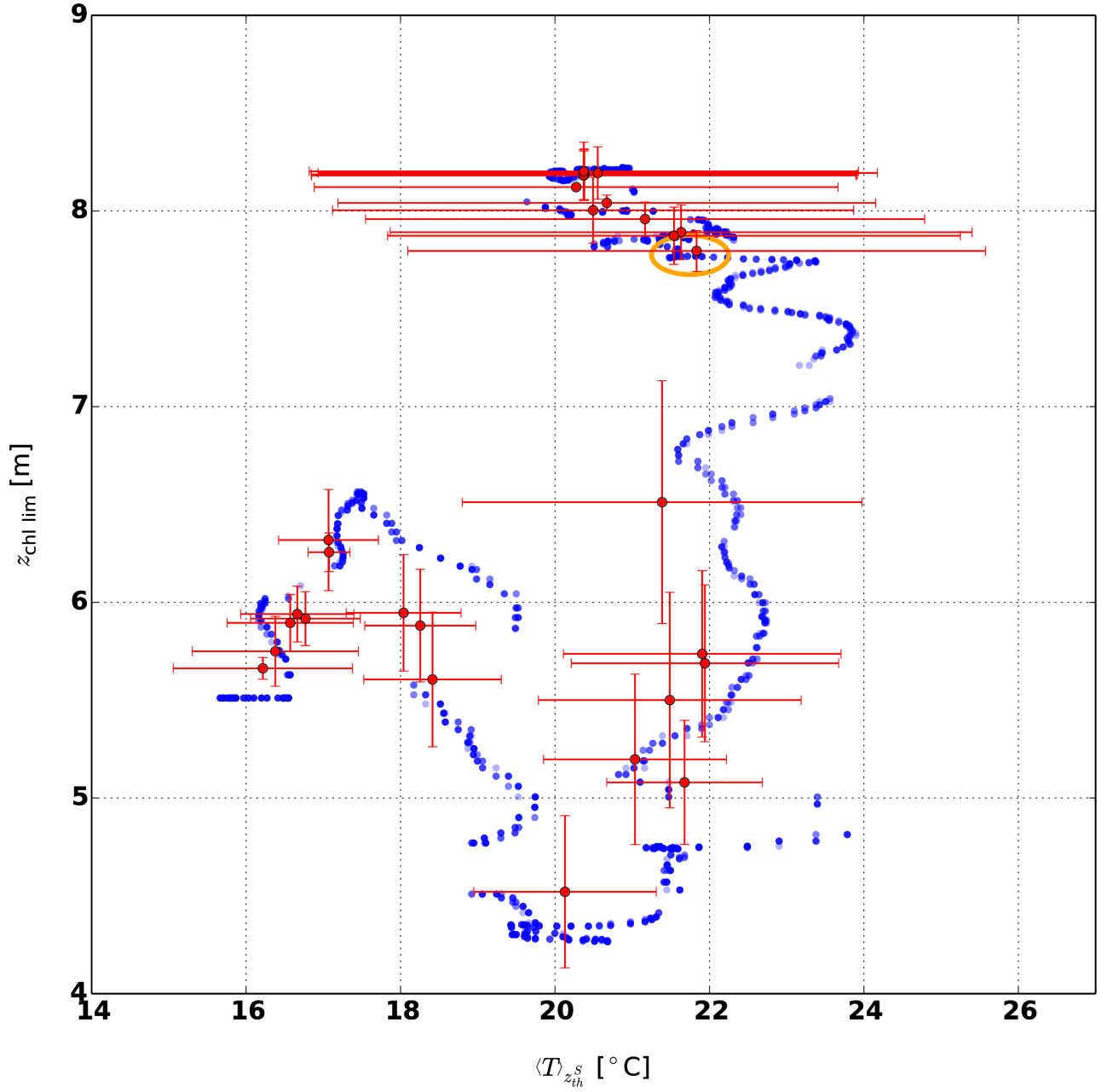


FIGURE 31 – Valeurs des niches obtenues via la CCA sur les séries temporelles d’abondance de 2013 pour les catégories sélectionnées. Les points rouges et leurs barres correspondent aux niches obtenues (voir annexe J pour la liste exhaustive des catégories sélectionnées et leurs valeurs de niche associées). Les points bleus correspondent aux mesures suite à l’application de la moyenne glissante de 24h présentées à la figure 29.

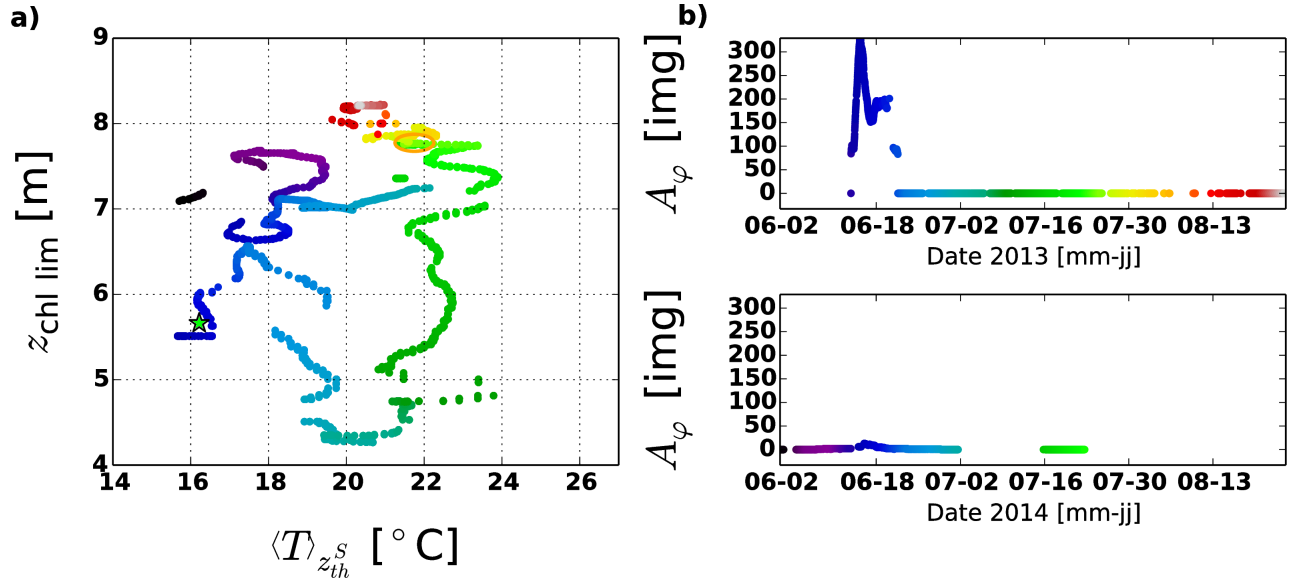


FIGURE 32 – Comparaison entre les séries 2013 et 2014 et la niche obtenue via la CCA sur la série temporelle d’abondance de 2013 pour la catégorie *Dinobryon 3*. a) Valeurs des variables environnementales sélectionnées pour 2013 et 2014 (voir figure 29 pour plus de détails). L’étoile verte correspond à la valeur de la niche obtenue. b) Comparaison entre les séries temporelles d’abondance de 2013 et 2014. Le seuil n’a pas été appliqué sur la série de 2014.

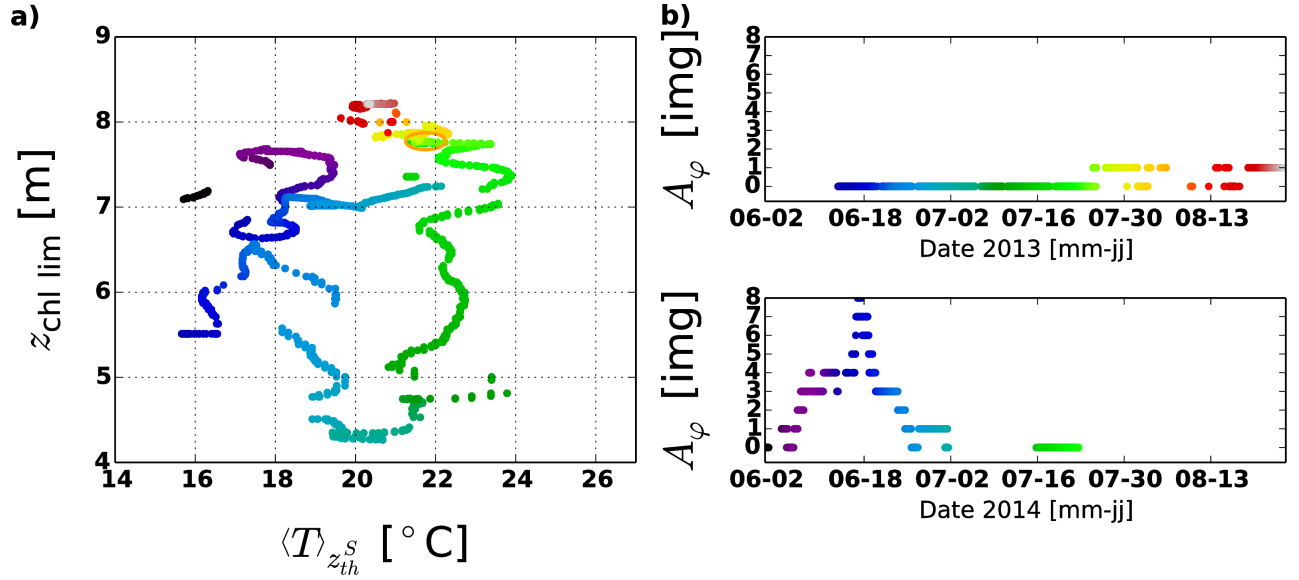


FIGURE 33 – Comparaison entre les séries 2013 et 2014 pour la catégorie *Dictyosphaerium*. a) Valeurs des variables environnementales sélectionnées pour 2013 et 2014 (voir figure 29 pour plus de détails). b) Comparaison entre les séries temporelles d’abondance de 2013 et 2014. Le seuil n’a pas été appliqué sur la série de 2014.

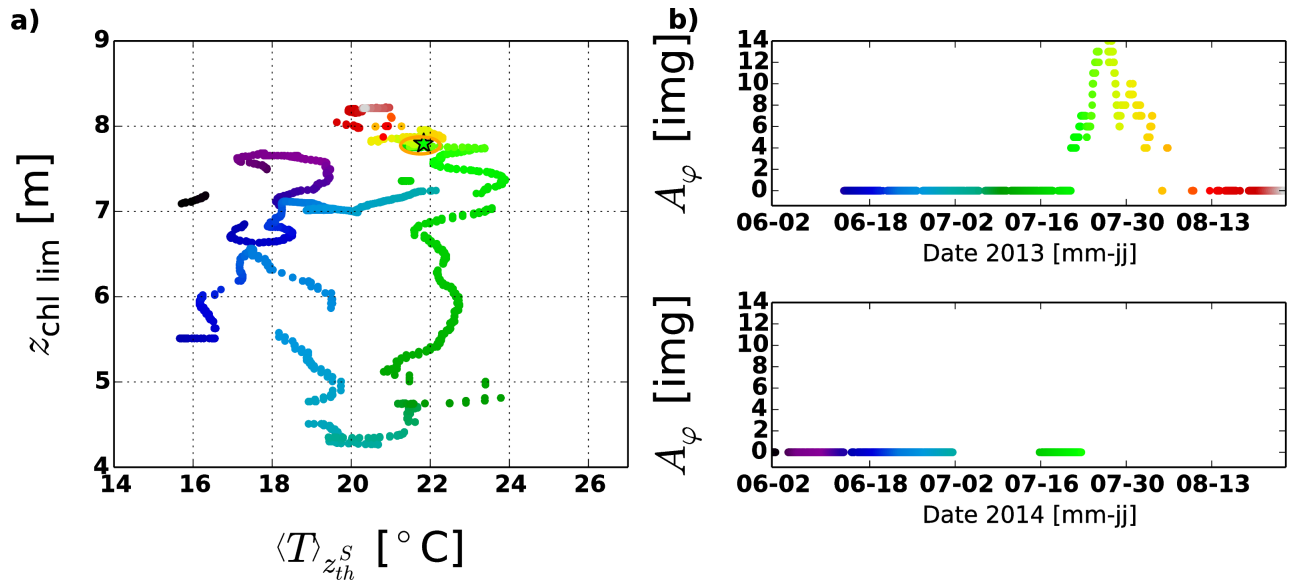


FIGURE 34 – Comparaison entre les séries 2013 et 2014 et la niche obtenue via la CCA sur la série temporelle d’abondance de 2013 pour la catégorie *Ankistrodesmoideae* (family). a) Valeurs des variables environnementales sélectionnées pour 2013 et 2014 (voir figure 29 pour plus de détails). L’étoile verte correspond à la valeur de la niche obtenue. b) Comparaison entre les séries temporelles d’abondance de 2013 et 2014. Le seuil n’a pas été appliqué sur la série de 2014.

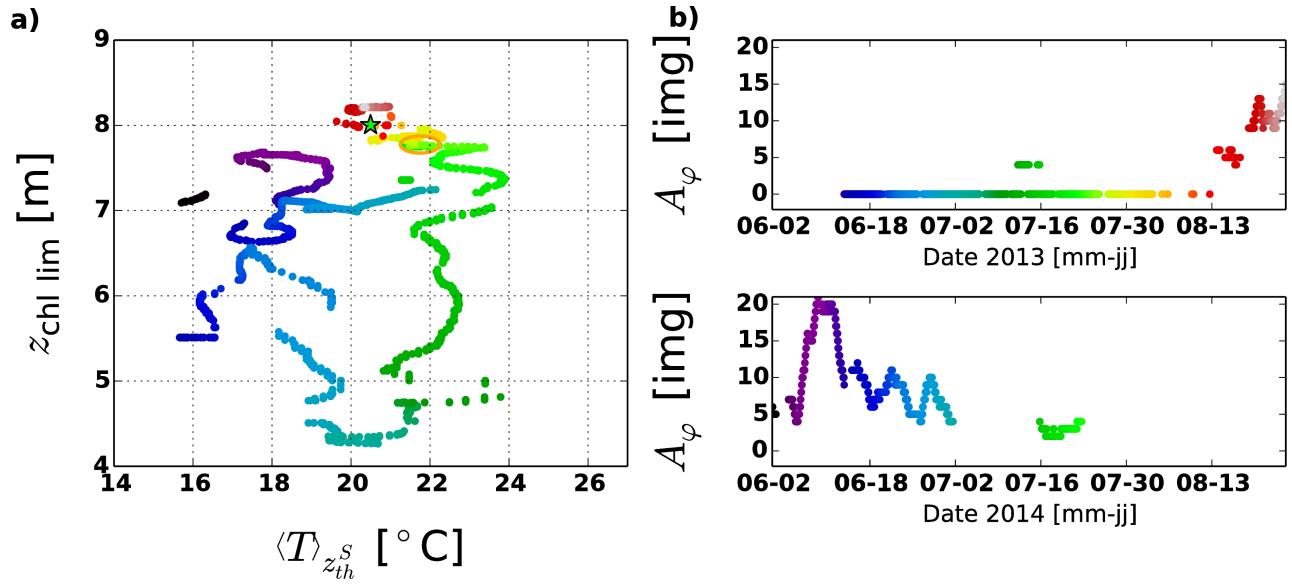


FIGURE 35 – Comparaison entre les séries 2013 et 2014 et la niche obtenue via la CCA sur la série temporelle d’abondance de 2013 pour la catégorie *Oocystis*. a) Valeurs des variables environnementales sélectionnées pour 2013 et 2014 (voir figure 29 pour plus de détails). L’étoile verte correspond à la valeur de la niche obtenue. b) Comparaison entre les séries temporelles d’abondance de 2013 et 2014. Le seuil n’a pas été appliqué sur la série de 2014.

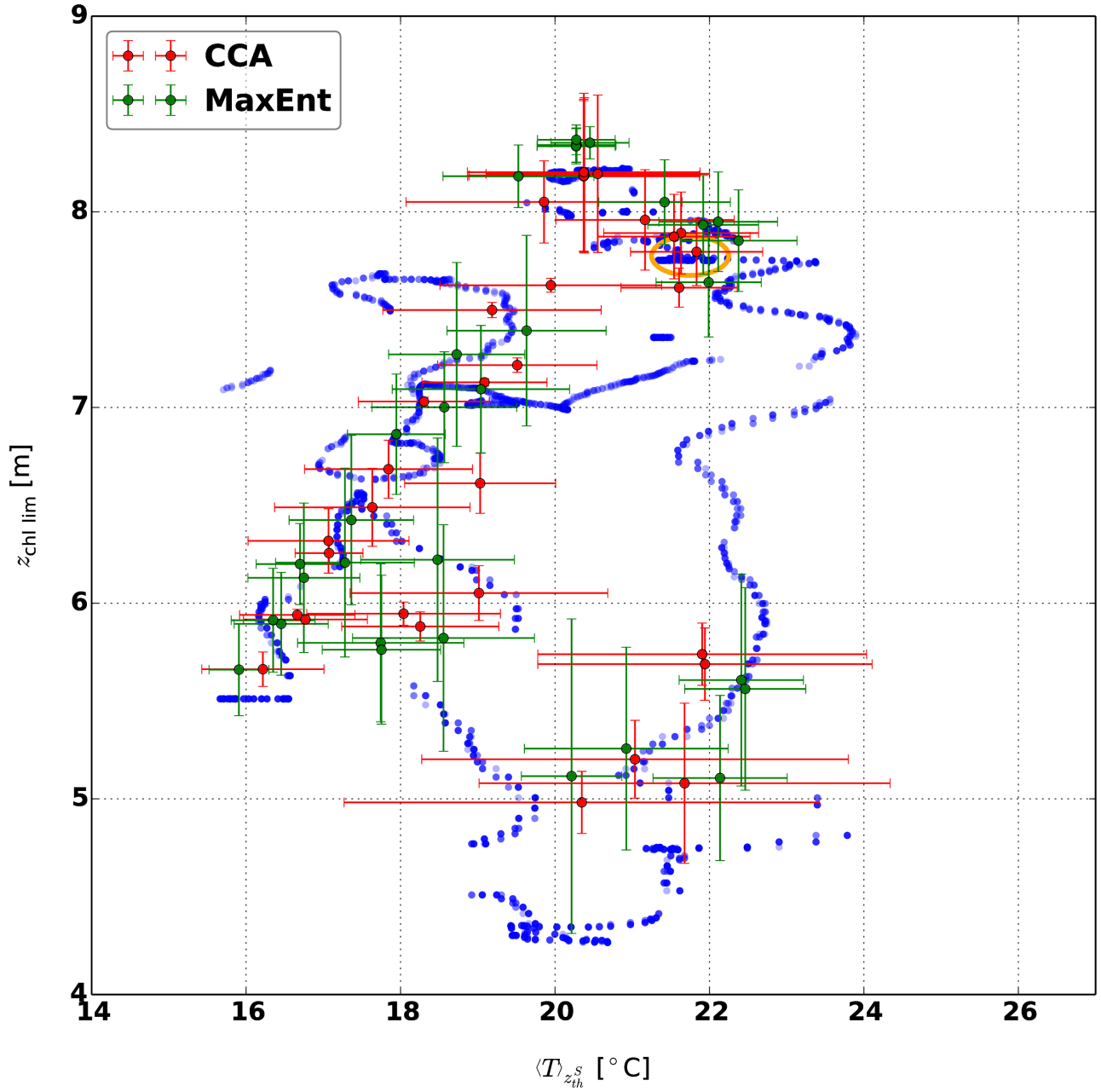


FIGURE 36 – Valeurs des niches obtenues à l’aide des séries temporelles d’abondance de 2013 et 2014 pour les catégories sélectionnées. Les points rouges et leurs barres correspondent aux niches obtenues via la CCA et les verts à celles obtenues via MaxEnt. Les points bleus correspondent aux mesures suite à l’application de la moyenne glissante de 24h présentées à la figure 29. Voir l’annexe J pour la liste exhaustive des catégories sélectionnées et leurs valeurs de niche associées pour chacune des méthodes. L’ellipse orange illustre la zone de recouvrement des séries 2013 et 2014.

5.2 MaxEnt sur les données d’abondance

La méthode MaxEnt appliquée sur des données d’abondance sera la deuxième méthode testée pour déterminer les niches réalisées des différentes catégories. On applique toujours la moyenne glissante de 24 heures et le seuil tel qu’introduit dans la section 5.1. En utilisant toutes les catégories et la méthode de sélection des variables environnementales expliquée dans la méthodologie, la première variable sélectionnée est $z_{chl\ lim}$ avec un AUC moyen de 0.79. La seconde variable sélectionnée est $\langle T \rangle_{z_{th}^S}$. La combinaison de ces deux variables donne un AUC moyen de 0.85. On obtient donc les deux mêmes variables que précédemment comme étant les plus explicatives pour notre jeu de données.

L’algorithme MaxEnt génère une distribution de probabilité en fonction de chacun des paramètres environnementaux sélectionnés (nommé fonction de réponse) ,et ce, indépendamment pour chaque catégorie. Par contre, comme il est sujet de niches réalisées dans notre étude, il ne faut conserver que les catégories ayant une réponse unimodale en fonction de ces paramètres (comme pour la CCA). Nous n’utiliserons donc que les catégories précédemment sélectionnées pour la CCA.

En utilisant les résultats de l’algorithme MaxEnt appliqué sur les données d’abondance de 2013 et 2014 combinées et en appliquant les équations 65 et 66, il est possible d’obtenir les niches et les largeurs de niches des catégories sélectionnées. Ces résultats sont présentés par les points verts à la figure 36 et les valeurs explicites sont présentées en annexe J (tableau J.1). Il est à noter que tous les AUC obtenus pour chacune des catégories sont supérieurs au seuil fixé de 0.75.

Comparons les valeurs obtenues via la CCA et celles obtenues via MaxEnt (voir figure 37). Les niches obtenues avec MaxEnt semblent majoritairement se retrouver plus en périphérie que celles obtenues avec la CCA. Ceci n’est pas surprenant, car avec la CCA les niches sont obtenues à partir de moyennes pondérées dans le nouveau système d’axes. Les niches auront donc tendance à se retrouver plus près d’un point central correspondant à la moyenne pondérée de notre série de données. Les niches sont en quelque sorte ’tirées’ vers le centre. Bien que cet effet soit amenuisé par l’application de notre seuil, il est tout de même visible. L’algorithme MaxEnt, quant à lui, définit une distribution de probabilité pour chacune des variables indépendamment et extrapole légèrement en dehors de la plage de valeurs mesurées. L’effet inverse est donc observé. Pour certaines catégories la niche obtenue aura des valeurs plus grandes ou plus petites que les valeurs extrêmes mesurées. Malgré cela, les niches obtenues par les 2 méthodes sont semblables et on remarque d’ailleurs que la forte majorité des niches obtenues avec MaxEnt recouvrent les niches obtenues avec la CCA.

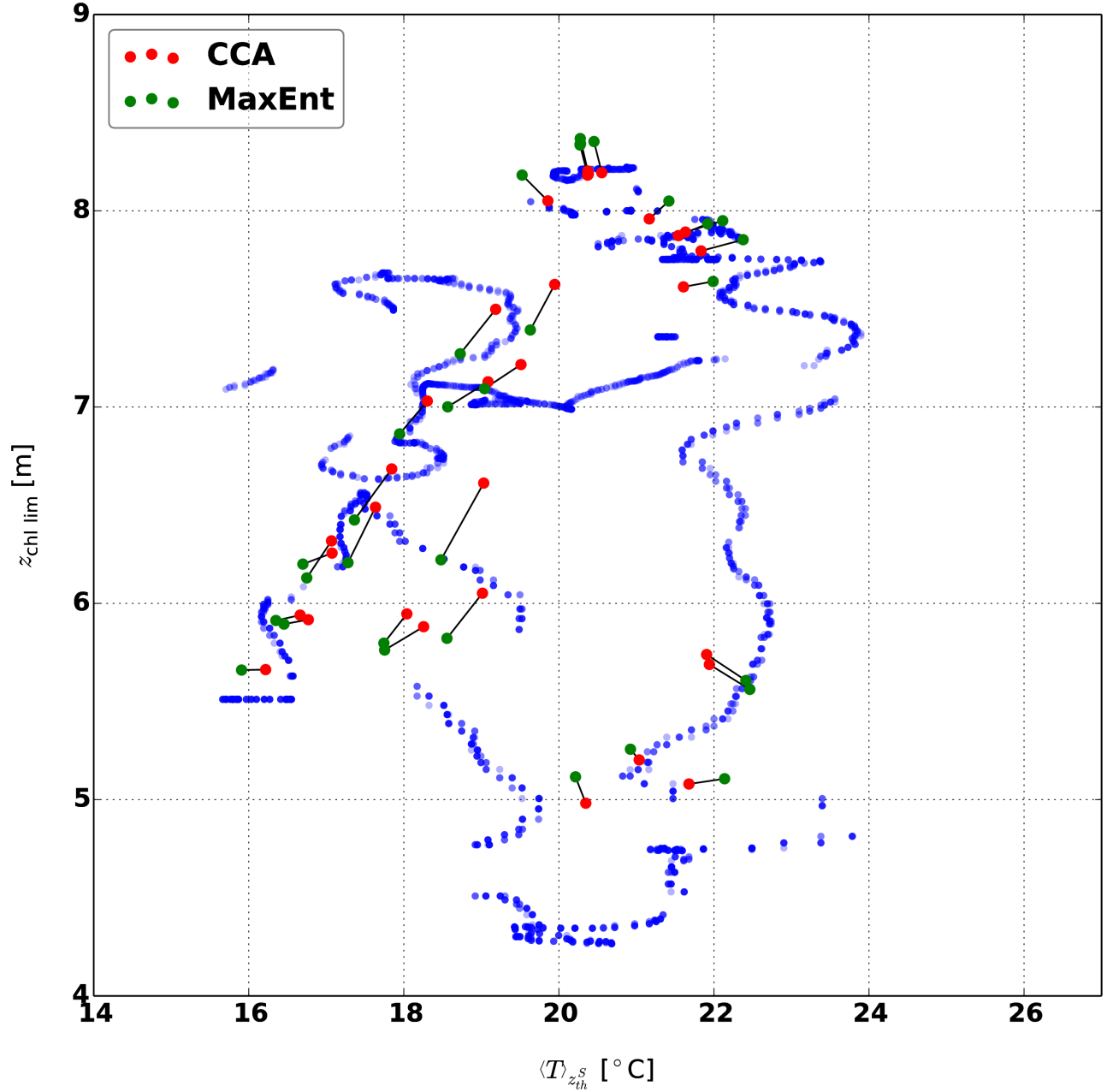


FIGURE 37 – Comparaison des niches obtenues via la CCA et MaxEnt à l’aide des séries temporelles d’abondance de 2013 et 2014 pour les catégories sélectionnées. Les points rouges correspondent aux niches obtenues via la CCA et les verts à celles obtenues via MaxEnt. Les lignes noires relient les niches d’une même catégorie, mais obtenues par les deux méthodes différentes. Les points bleus correspondent aux mesures suite à l’application de la moyenne glissante de 24h présentées à la figure 29. Voir l’annexe J pour la liste exhaustive des catégories sélectionnées et leurs valeurs de niche associées pour chacune des méthodes.

5.3 Abondance vs taux de croissance nette

Dans cette section nous utiliserons les taux de croissance nette calculés à partir des données d'abondance pour déterminer les niches des différentes catégories. Ces taux de croissance nette sont calculés tel qu'expliqué dans la méthodologie.

Débutons avec la CCA sur les données 2013-2014 et plus précisément avec la sélection des variables pertinentes. La première variable sélectionnée est encore $\langle T \rangle_{z_{th}^S}$ avec une valeur propre de 0.53 pour une distribution de taux de croissance nette ayant une inertie de 11.69. La seconde variable sélectionnée est $z_{chl\ lim}$. Les deux gradients synthétiques obtenus ont des valeurs propres de 0.53 et de 0.48. Nous nous limiterons à ces deux variables afin d'avoir une méthode et des résultats comparables à ce qui avait été effectué avec les données d'abondance. Par contre, mentionnons que la troisième variable sélectionnée serait z_h^S avec 0.26 comme valeur propre associée au nouveau gradient synthétique généré (inférieur au seuil de 0.4).

Comme précédemment, il faut encore sélectionner les catégories ayant une réponse unimodale en fonction des deux variables sélectionnées. Les catégories qui avaient une réponse unimodale en terme d'abondance devraient aussi avoir une réponse unimodale en terme de taux de croissance nette. Ceci est bel et bien le cas, mais pour certaines catégories il y a plus de variabilité observée dans la série de taux de croissance nette. En effet, même une faible augmentation de l'abondance d'une catégorie peut se refléter par de grandes valeurs de taux de croissance nette. Cette variabilité pourrait être problématique pour 3 catégories, soit *Binuclearia*, *Melosira* et *Woronichinia compacta*. Ces catégories seront tout de même conservées à des fins comparatives avec la méthode utilisant les abondances, mais les valeurs de niches obtenues avec les taux de croissance devront être interprétées avec prudence. Ainsi, toutes les catégories sélectionnées précédemment seront incluses dans cette nouvelle analyse. Les valeurs propres des deux gradients synthétiques sont alors 0.85 et 0.78. L'inertie de notre distribution de taux de croissance nette est désormais de 12.85. Nous avons encore une fois vérifié que l'ajout d'une troisième variable (z_{th}^S) n'est pas pertinent, car la valeur propre du troisième gradient (0.38) serait inférieure au seuil de 0.4. La proportion d'inertie expliquée par chacun des gradients synthétiques est donc de 7 % et 6 % pour un total de 13 %. Les niches obtenues sont représentées par les points verts à la figure 38 et 39 et leurs valeurs explicites sont présentées en annexe J (tableau J.2)²⁹. Les points rouges illustrent les niches obtenues avec les données d'abondance et permettent de comparer les 2 méthodes. Référons-nous à la figure 29 et plus particulièrement à l'échelle de couleur qui renseigne sur la date à laquelle ont été mesurées ces valeurs de variables environnementales. On remarque alors sur la figure 39 qu'une forte proportion des niches obtenues avec les taux de croissance nette sont simplement déplacées temporellement plus tôt que celles obtenues avec les abondances. Ceci est en accord avec les attentes, tel que nous l'avions expliqué et illustré à la figure 8.

Obtenons-nous le même type de résultat avec MaxEnt? C'est ce que nous tenterons de voir ici. Tout d'abord, la sélection des variables donne comme première variable explicative $z_{chl\ lim}$ avec un AUC moyen de 0.79. La seconde variable sélectionnée est $\langle T \rangle_{z_{th}^S}$. La combinaison de ces deux variables donne un AUC moyen de 0.88. À noter que la combinaison des variables

29. Encore une fois, pour les lecteurs intéressés au triplot de la CCA, référez vous à l'annexe I (figure I.1).

$z_{\text{chl lim}}$ et $\langle T \rangle_{z_{th}^S}$ donnait aussi un AUC moyen de 0.88. Comme expliqué précédemment, ceci n'est pas surprenant considérant le comportement similaire de ces deux variables, mais nous sélectionnons $\langle T \rangle_{z_{th}^S}$. Les catégories sélectionnées sont les mêmes que celles pour la CCA. Les niches obtenues sont représentées par les points verts à la figure 40 et 41 et leurs valeurs explicites sont présentées en annexe J (tableau J.2). Encore cette fois, les points rouges illustrent les niches obtenues avec les données d'abondance et permettent de comparer les 2 méthodes. On observe ici aussi pour une forte proportion des niches le même déplacement temporel que nous avons observé avec la CCA. Les niches calculées avec les taux de croissance nette sont temporellement plus tôt que celles obtenues avec les données d'abondance. Comme c'était le cas pour les données d'abondance, tous les AUC obtenus sont supérieurs à 0.75.

Terminons en comparant les largeurs de niches obtenues avec MaxEnt pour les abondances et les taux de croissance nette³⁰. La figure 42 effectue cette comparaison. On remarque que les largeurs de niches sont plus étroites pour les taux de croissance. Pour la variable $\langle T \rangle_{z_{th}^S}$, 24 largeurs de niches sur 32 (75 %) sont inférieures avec μ_φ . Pour la variable $z_{\text{chl lim}}$ c'est 22 largeurs de niches sur 32 (69 %) qui sont inférieures avec μ_φ . Ceci était attendu puisque le pic de taux de croissance nette est nécessairement plus étroit que le pic d'abondance de par sa définition. (le pic de μ_φ se retrouvera dans la partie croissante du pic de A_φ). Des séries temporelles in situ de taux de croissance nette sont rarement disponibles de par la difficulté à les obtenir. Par contre, avec les nouveaux appareils disponibles tel que l'IFCB utilisé dans cette étude, elles seront de plus en plus courantes. Ainsi, lorsque disponible, l'utilisation des taux de croissance nette devrait être privilégiée puisqu'elle permet de mieux caractériser les conditions propices à la croissance d'une catégorie.

30. Nous ne comparerons pas les largeurs obtenues avec la CCA considérant que ces dernières ne semblaient pas valides (voir annexe K).

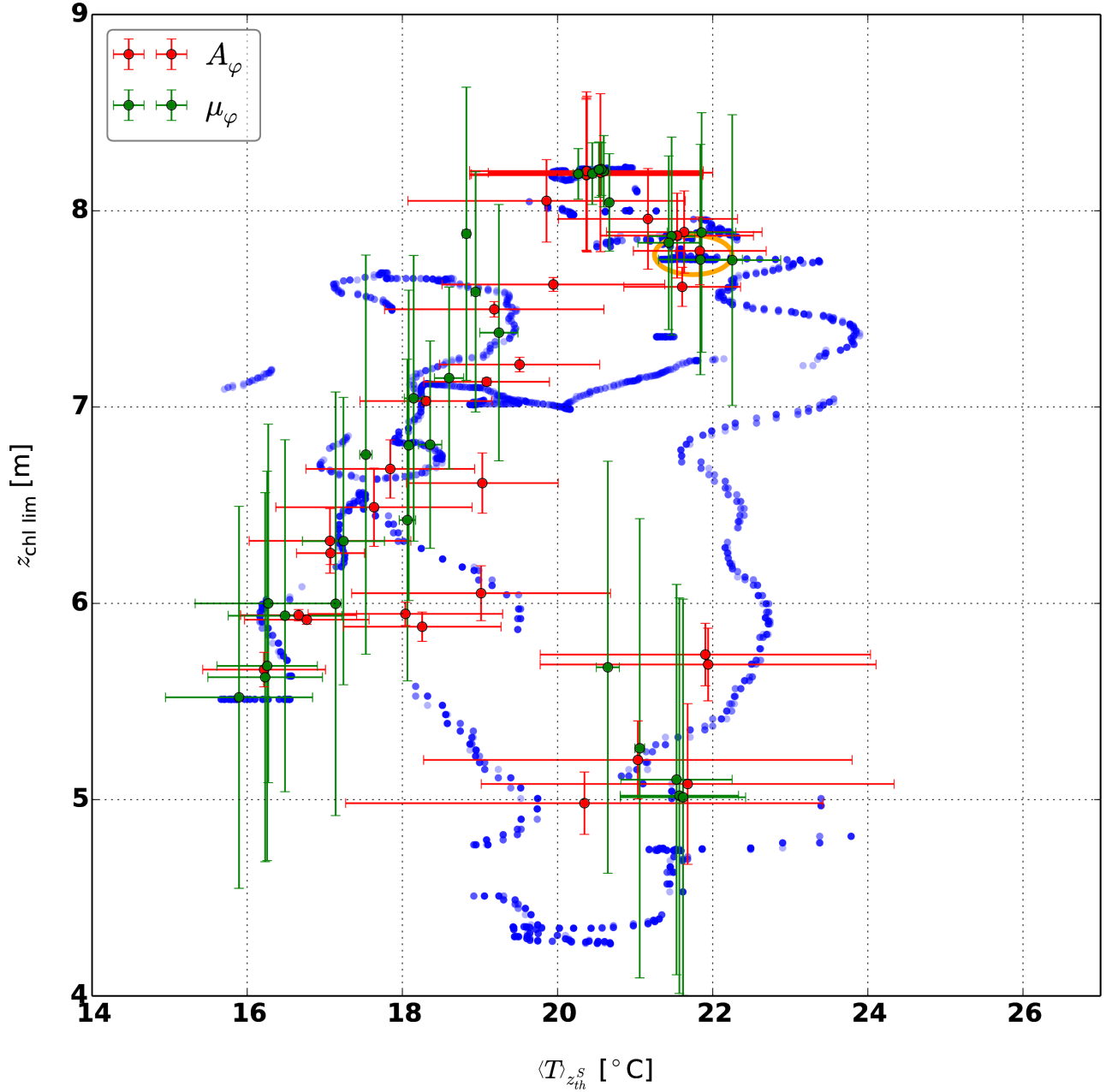


FIGURE 38 – Valeurs des niches obtenues via la CCA sur les séries temporelles d’abondance et de taux de croissance nette de 2013 et 2014 pour les catégories sélectionnées. Les points rouges et leurs barres correspondent aux niches obtenues via la CCA sur les données d’abondance et les verts à celles obtenues via la CCA sur les données de taux de croissance nette. Les points bleus correspondent aux mesures suite à l’application de la moyenne glissante de 24h présentées à la figure 29. Voir l’annexe J pour la liste exhaustive des catégories sélectionnées et leurs valeurs de niche associées pour chacune des méthodes. L’ellipse orange illustre la zone de recouvrement des séries 2013 et 2014.

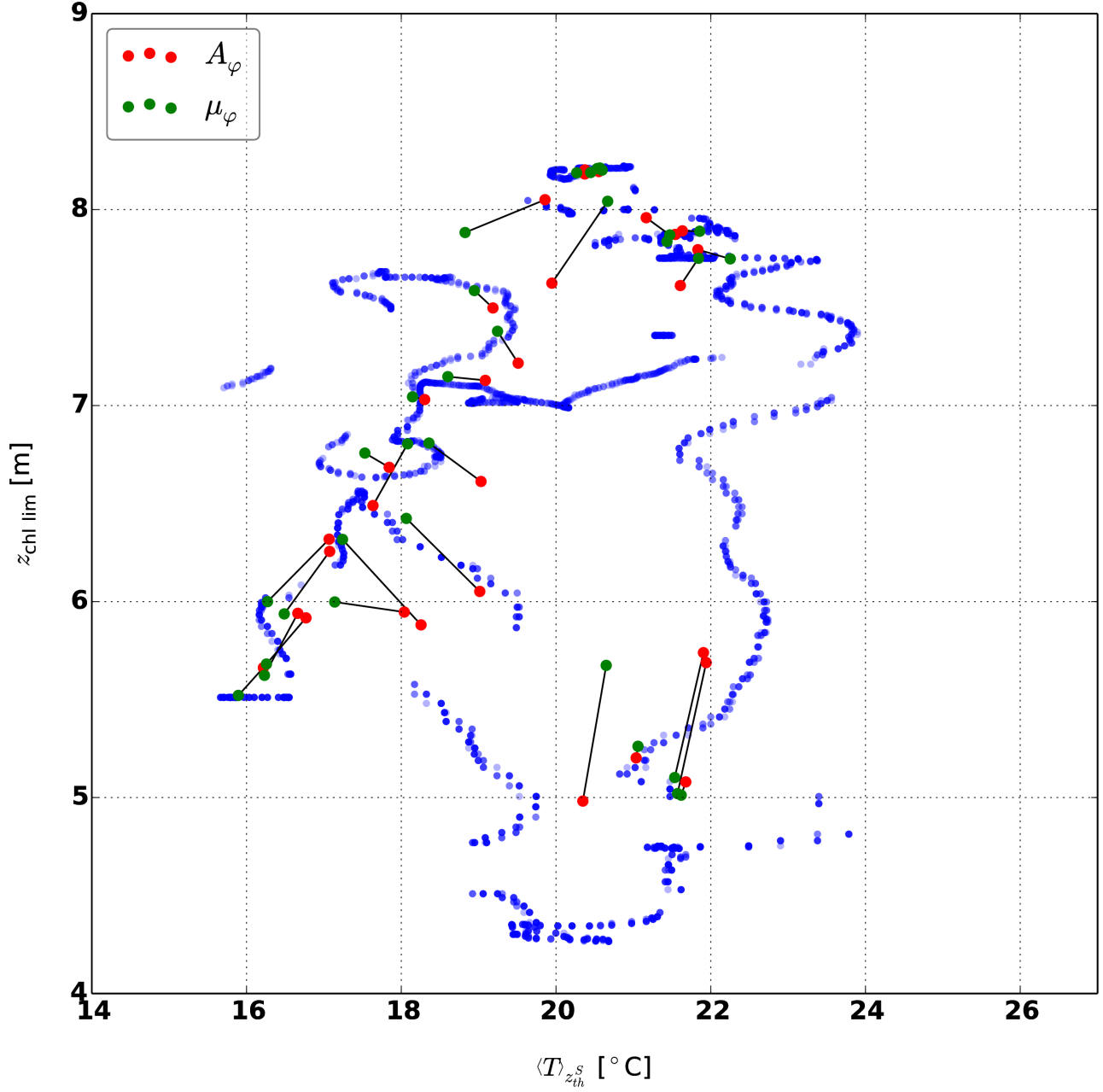


FIGURE 39 – Comparaison des niches obtenues via la CCA à l’aide des séries temporelles d’abondance et de taux de croissance nette de 2013 et 2014 pour les catégories sélectionnées. Les points rouges correspondent aux niches obtenues via la CCA sur les données d’abondance et les verts à celles obtenues via la CCA sur les données de taux de croissance nette. Les lignes noires relient les niches d’une même catégorie, mais obtenues sur les deux séries temporelles différentes. Les points bleus correspondent aux mesures suite à l’application de la moyenne glissante de 24h présentées à la figure 29. Voir l’annexe J pour la liste exhaustive des catégories sélectionnées et leurs valeurs de niche associées pour chacune des méthodes.

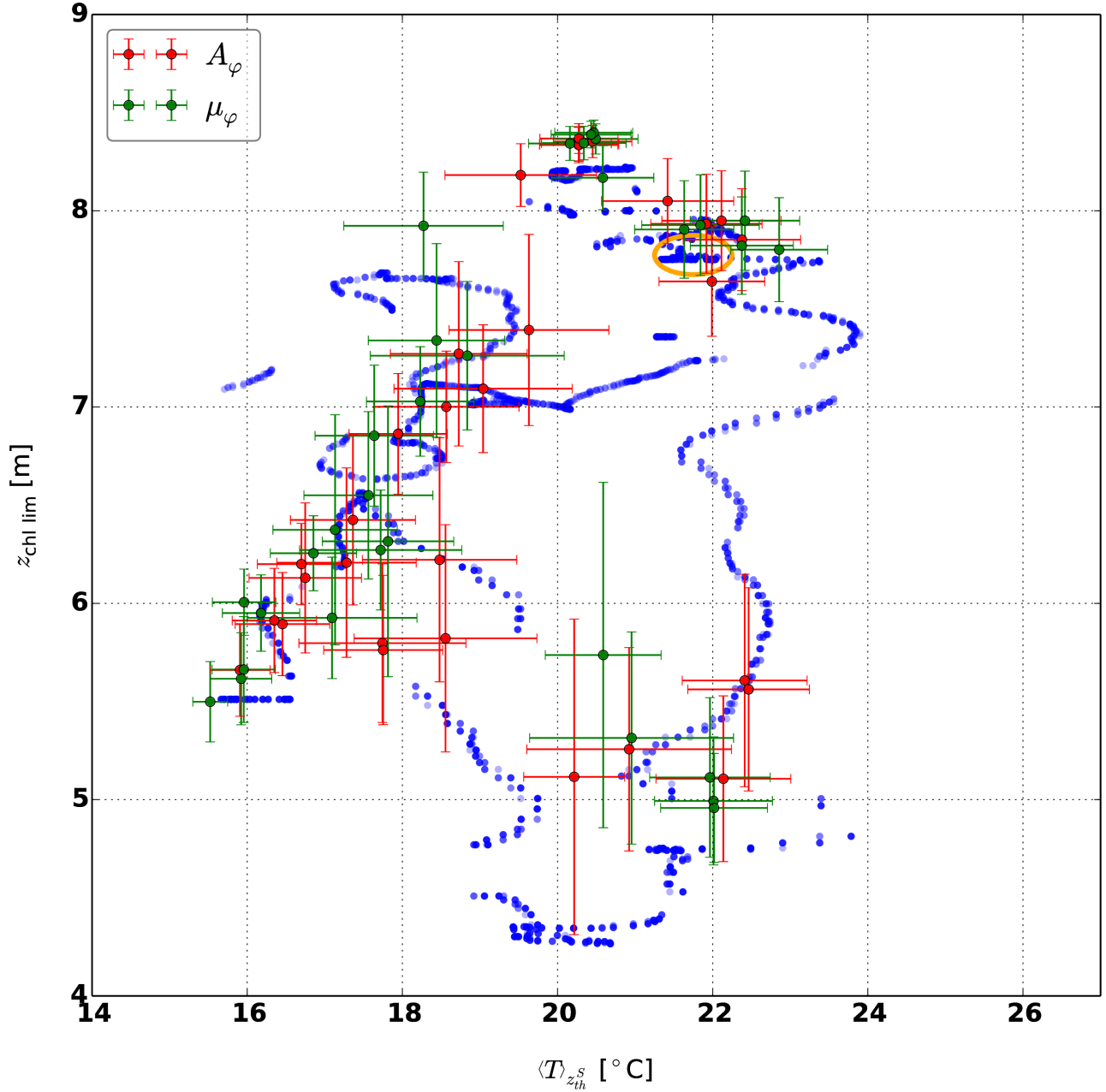


FIGURE 40 – Valeurs des niches obtenues via MaxEnt sur les séries temporelles d’abondance et de taux de croissance nette de 2013 et 2014 pour les catégories sélectionnées. Les points rouges et leurs barres correspondent aux niches obtenues via MaxEnt sur les données d’abondance et les verts à celles obtenues via MaxEnt sur les données de taux de croissance nette. Les points bleus correspondent aux mesures suite à l’application de la moyenne glissante de 24h présentées à la figure 29. Voir l’annexe J pour la liste exhaustive des catégories sélectionnées et leurs valeurs de niche associées pour chacune des méthodes. L’ellipse orange illustre la zone de recouvrement des séries 2013 et 2014.

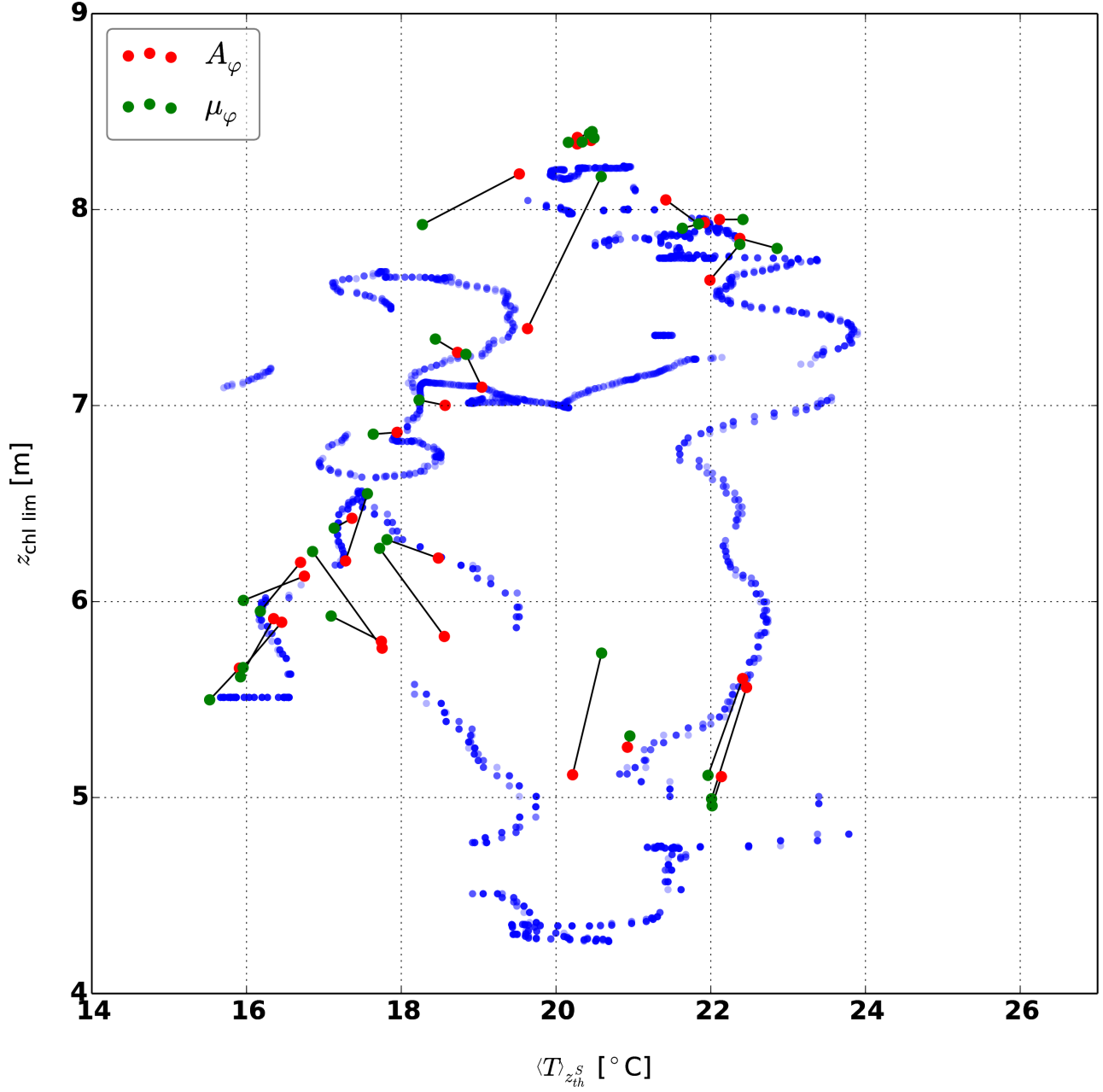


FIGURE 41 – Comparaison des niches obtenues via MaxEnt à l’aide des séries temporelles d’abondance et de taux de croissance nette de 2013 et 2014 pour les catégories sélectionnées. Les points rouges correspondent aux niches obtenues via MaxEnt sur les données d’abondance et les verts à celles obtenues via MaxEnt sur les données de taux de croissance nette. Les lignes noires relient les niches d’une même catégorie, mais obtenues sur les deux séries temporelles différentes. Les points bleus correspondent aux mesures suite à l’application de la moyenne glissante de 24h présentées à la figure 29. Voir l’annexe J pour la liste exhaustive des catégories sélectionnées et leurs valeurs de niche associées pour chacune des méthodes.

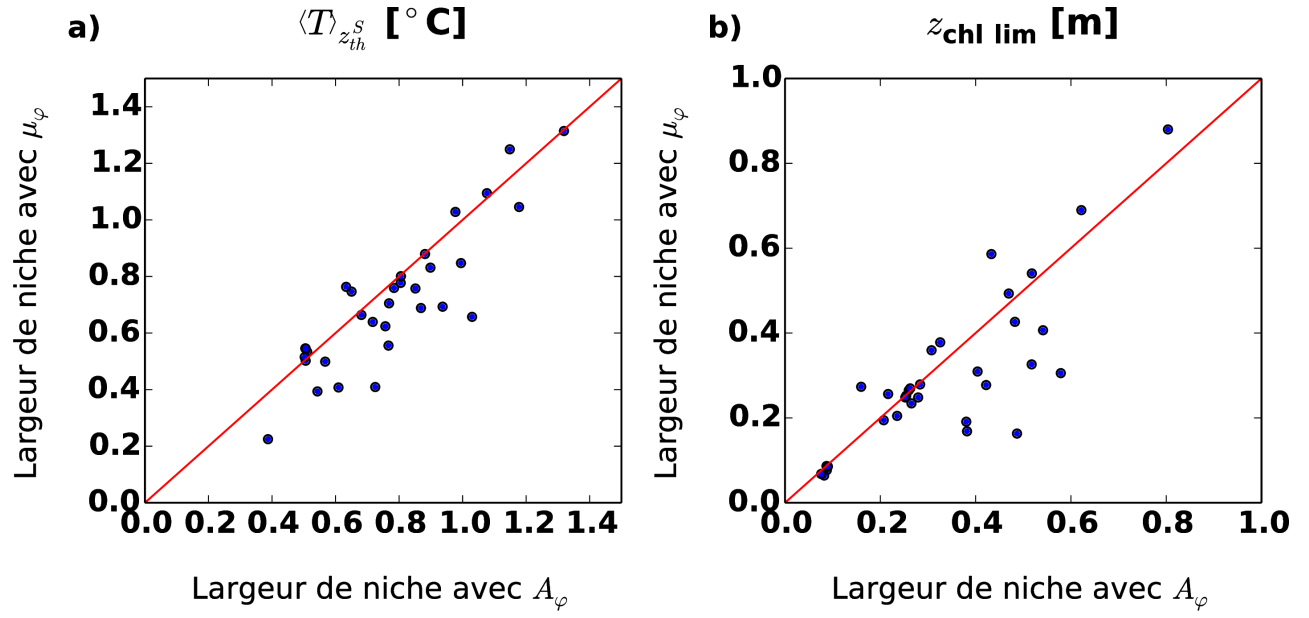


FIGURE 42 – Comparaison des largeurs de niches obtenues avec MaxEnt sur les séries temporelles de A_φ et de μ_φ . Les points bleus représentent les largeurs de niche pour les variables a) $\langle T \rangle_{z_{th}}^S$ et b) $z_{chl \text{ lim}}$. La ligne rouge représente des valeurs de niches égales pour A_φ et μ_φ .

6 Discussion

6.1 Retour sur les résultats

Nous reviendrons ici sur divers aspects qu'il est pertinent et important de discuter et spécifier par rapport aux résultats obtenus.

Tout d'abord, que représentent les deux variables sélectionnées pour calculer les niches de nos catégories ? $\langle T \rangle_{z_{th}^S}$ a été clairement défini dans la méthodologie et représente la température moyenne au-dessus de la thermocline saisonnière. Par contre, cette variable est fortement corrélée avec S_T et $\langle N^2 \rangle_{z_{th}^S}$. Donc, elle informe aussi, de manière implicite, sur le niveau de stratification thermique du lac. Plus $\langle T \rangle_{z_{th}^S}$ est élevé, plus la stratification thermique est grande puisque la température de l'eau profonde du lac varie très peu. Rappelons que, quant à elle, $z_{chl\ lim}$ correspond à une estimation de la profondeur de la zone euphotique ; soit la zone où la production primaire nette est positive.

Pour la CCA, nous utilisons les valeurs propres obtenues pour les différents gradients synthétiques afin de déterminer si une variable sépare suffisamment les catégories les unes des autres pour pouvoir interpréter les centroïdes obtenus en terme de niches. Par contre, dans notre contexte où nous n'étudions qu'un seul lac à travers le temps et pour lequel il y a plus d'une centaine de catégories, il est fort probable que plusieurs catégories se retrouvent avec des niches qui se superposent. Plus il y a de niches qui se superposent, plus les valeurs propres obtenues seront faibles. Ainsi, même si nous avons les deux meilleures variables explicatives, si nous avons un très grand nombre de catégories dont les niches couvrent l'entièreté des plages de valeurs environnementales observées, les valeurs propres obtenues pourraient être faibles. Les valeurs propres seraient donc de moins en moins élevées plus on a de catégories dans un même ensemble de variables. C'est ce phénomène qui semble expliquer la diminution des valeurs propres lors de la combinaison des séries 2013 et 2014 (la valeur propre du premier gradient synthétique passe de 0.86 à 0.70 et celle du second gradient synthétique passe de 0.55 à 0.40). Malgré que les niches déjà bien définies ne soient pas changées, c'est l'ajout de certaines catégories dont les niches se situent au centre de notre espace des variables sélectionnées qui réduit les valeurs propres obtenues. De plus, les catégories dont l'évaluation des niches a été améliorée, mais par le fait même déplacées plus au centre ont probablement aussi contribué à cette diminution. Dans notre cas, ce constat remet donc en question l'utilisation du seuil de 0.4 proposé par [Ter Braak and Verdonschot \(1995\)](#) comme limite pour interpréter les centroïdes calculés comme des valeurs de niches.

Une situation semblable est observée avec les proportions d'inertie expliquée. En fusionnant les séries d'abondance de 2013 et 2014 la proportion d'inertie expliquée est passée de 30 % à 21 %. Par contre, cette chute n'est pas seulement due à la diminution des valeurs propres telle qu'expliquée ci-dessus. Elle est aussi due à l'augmentation de l'inertie de notre distribution de données qui est passée de 4.69 à 5.33. Tel qu'expliqué dans la méthodologie, l'inertie de notre distribution d'abondance correspond aux variations à expliquer dans notre distribution d'abondance autrement que par les variations d'abondance totale. Il est donc normal qu'en fusionnant les données de 2013 et 2014 nous nous retrouvions avec une inertie plus grande

qui ne peut-être expliquée entièrement par nos deux variables sélectionnées. La proportion d’inertie expliquée chute donc. Ceci n’indique pas que les niches trouvées ne sont pas valides, mais qu’il reste une part des variations qui doit être expliquée par d’autres facteurs qui restent à déterminer. Dans le domaine de l’écologie, des proportions d’inertie expliquée sous les 10 % sont communes ([Ter Braak and Verdonschot, 1995](#)). Le phénomène équivalent a été observé lorsque nous avons utilisé les taux de croissance nette de 2013-2014 plutôt que l’abondance de 2013-2014. L’inertie est passée de 5.33 à 12.85 et la proportion d’inertie expliquée de 21 % à 13 %. Cette fois l’inertie a augmenté à cause de la variabilité supplémentaire se retrouvant dans les séries de taux de croissance nette comparativement aux séries d’abondance.

Un autre constat doit être effectué pour la CCA. Les largeurs de niches (tolérance, voir équation [52](#)), les inerties et les valeurs propres calculées dépendent toutes de la distribution (d’abondance ou de taux de croissance nette) fournie à l’algorithme. Toute modification de cette distribution vient donc affecter les valeurs obtenues. Ainsi, le moyennage sur 24 heures et l’application du seuil pour retirer la ligne de base affectent ces valeurs. De même, pour les taux de croissance nette, la plage de la régression et la normalisation viendront aussi modifier ces valeurs. Bien que pour les valeurs des centroïdes ces modifications soient favorables, pour le calcul des largeurs de niches cela cause parfois des résultats qui collent peu aux observations (voir annexe [K](#) pour plus d’explication à ce sujet). De plus, l’ajout ou le retrait d’une ou de plusieurs catégories vient aussi modifier la distribution et donc les valeurs obtenues. Plus il s’agit d’une catégorie abondante, plus l’impact sera grand. La sélection des catégories unimodales est certes justifiée, mais la sélection visuelle est parfois difficile et peut changer notablement les résultats obtenus.

Comparons ici les deux méthodes utilisées. Outre les valeurs de niche légèrement différentes pour les deux méthodes, quelles sont les autres différences entre celles-ci et quelle méthode devrions-nous prioriser dans l’avenir? La CCA demande très peu de temps de calcul. Par contre, tel que mentionné précédemment, elle est très sensible aux modifications effectuées sur la distribution qu’on lui fournit. MaxEnt, quant à elle, calcule les distributions de probabilité indépendamment pour chacune des catégories. Ainsi, l’ajout ou le retrait d’une catégorie de l’étude n’affecte aucunement les résultats obtenus pour les autres catégories. Particulièrement, les valeurs de largeur de niches semblent beaucoup plus fiables que celles obtenues avec la CCA. En effet, une observation visuelle des graphiques de A_φ en fonction de $\langle T \rangle_{z_{th}^S}$ et $z_{chl \ lim}$ pour chacune des catégories sur lesquelles ont été disposées la valeur de niche et sa largeur (pas montré ici) laisse croire que les largeurs de niches estimées par MaxEnt étaient plus cohérentes avec les données^{[31](#)}. De plus, cette indépendance dans le calcul des niches facilite l’ajout de nouvelles variables. MaxEnt peut même fournir, en plus des distributions de probabilité, un indice de l’importance qu’a chacune des variables dans la modélisation d’une catégorie. Par contre, MaxEnt est beaucoup plus demandant en temps de calcul. En fait, pour notre analyse à 17 variables et 128 espèces sur un ordinateur standard^{[32](#)}, le processus complet de sélection des variables pertinentes et de détermination des niches demande un temps de calcul de l’ordre de quelques minutes pour la CCA. Par contre, avec MaxEnt le temps de calcul est plutôt de l’ordre de 1 à 2 heures. De ce fait, l’exploration de nouvelles techniques (nouveau type de seuil, nouvelle méthode de calcul des taux de croissance, etc.) est beaucoup plus longue et ardue avec MaxEnt. Par contre, avec cette méthode, on peut ajouter des variables qui n’expliquent

31. Pour des détails sur la cause des mauvaises largeurs de niches avec la CCA, référez-vous à l’annexe [K](#).

32. Processeur Intel Core i7 de 2.6 GHz avec mémoire vive 8 Go 1600 MHz DDR3.

la présence que de quelques catégories et ces paramètres n'affecteront pas la détermination des niches des autres catégories. Il pourrait être intéressant d'étudier les effets des nutriments, de la lumière, du broutage, etc. Comme ce ne sera pas toutes les catégories qui seront limitées par chacune de ces variables, c'est MaxEnt et non la CCA qui est en mesure de déterminer quelles variables sont pertinentes pour déterminer la présence ou non d'une catégorie.

Enfin, est-ce mieux d'utiliser les données d'abondance ou les taux de croissance nette ? Tout d'abord, tel qu'expliqué dans la méthodologie, puisque nous travaillons avec les données d'un seul lac le taux de croissance est plus approprié. Par contre, tel que mentionné dans la présentation des résultats, les taux de croissance nette présentent plus de variabilité que les abondances. Dans notre cas, ceci nous posait problème, car nous n'étions pas en mesure d'expliquer ces variations supplémentaires. Par contre, dans la perspective d'une utilisation de MaxEnt avec davantage de variables, dont des données sur les nutriments et sur la turbulence dans la colonne d'eau, il sera peut-être possible d'expliquer cette variabilité supplémentaire. Malgré tout, nous avons trouvé qu'avec MaxEnt les niches obtenues étaient majoritairement plus étroites avec les taux de croissance nette et caractérisaient donc mieux les niches de nos catégories.

6.2 Aspects futurs à explorer

Cette étude était la première effectuée à l'aide des données de la station automatisée du lac Montjoie. Il s'agit aussi de la première utilisant des données d'IFCB en eau douce. Plusieurs aspects restent donc à approfondir et à explorer.

Tout d'abord, nous avons utilisé ici des données issues d'une classification automatique d'image dans différentes catégories. Il serait important de connaître la qualité de cette classification. Par exemple, il serait intéressant d'évaluer le pourcentage d'erreur dans la classification de chacune des catégories.

De plus, il pourrait être pertinent de regrouper certaines catégories ensemble. Ce regroupement pourrait être effectué par classes. Une autre avenue possible est de regrouper les catégories à l'aide de traits fonctionnels (p. ex. la morphométrie : ronds vs longs vs épinés...). Par ailleurs, il pourrait aussi être pertinent que des chercheurs ayant une bonne expertise dans l'identification du phytoplancton se penchent sur nos résultats et confirment si les valeurs de niches que nous avons obtenues correspondent aux connaissances établies et à la littérature.

Enfin, inclure de nouvelles variables comme des données sur les nutriments et/ou sur la turbulence pourrait être intéressant. L'utilisation de MaxEnt facilite l'ajout de nouvelles variables et plus spécifiquement de déterminer pour quelles catégories ces nouvelles variables sont pertinentes.

Finalement, mentionnons de nouveau que l'utilisation de plusieurs années de données utilisées conjointement pourra permettre d'obtenir de meilleurs résultats pour les niches. De plus, l'ajout de nouvelles années permet d'explorer des conditions environnementales qui n'avaient pas encore été atteintes et donc la croissance potentielle de catégories qui étaient demeurées rares. De plus, dans nos séries 2013 et 2014, il y avait que très peu de recouvrement. Avoir davantage de recouvrement permettra aussi de mieux confirmer la validité des méthodes utilisées.

7 Conclusion

L'utilisation de notre station mobile de manière verticale dans le lac Montjoie (Saint-Denis-de-Brompton) a permis de collecter des données in situ et de calculer les paramètres caractérisant la colonne d'eau. Combinée à ces mesures, une banque de données sur l'abondance de différentes catégories de phytoplancton a été créée à l'aide d'un cytomètre en flux imageur (IFCB). Avec cette série de données nous avons déterminé que la température moyenne au-dessus de la thermocline et que la profondeur limite de chlorophylle (2 écarts-types sous le maximum de chlorophylle) étaient les 2 variables, parmi les variables mesurées, les plus appropriées pour déterminer les niches réalisées de nos catégories de phytoplancton. Ces 2 variables ont permis de déterminer les niches réalisées de 30 des 170 catégories de phytoplancton observées dans notre lac. Des niches ont été déterminées à la fois sur les données d'abondance et sur les données de taux de croissance nette. Il s'est avéré que ce sont finalement les niches déterminées avec les taux de croissance nette qui sont les plus pertinentes. Ceci est tout à fait logique, puisque pour une étude temporelle effectuée sur un seul lac, les conditions optimales pour une catégorie sont celles qui permettent la croissance de cette dernière. Deux méthodes différentes ont été testées pour déterminer les niches, soit **1)** l'analyse canonique des correspondances (CCA) et **2)** la maximisation de l'entropie d'information (MaxEnt). Bien que les deux méthodes aient donné des résultats semblables, nous concluons que c'est MaxEnt qui devrait être privilégié dans nos futures études. Cet algorithme calcule les niches indépendamment pour chacune des catégories contrairement à la CCA. Ceci permet d'ajouter des variables qui n'affecteraient que certaines catégories sans affecter le calcul des niches des autres catégories. C'est donc cette versatilité dans l'ajout de nouvelles variables qui confère à MaxEnt un avantage net comparativement à la CCA.

Ces résultats se veulent être les premières étapes d'études plus approfondies. Ils servent à tester et établir les méthodes à utiliser pour de futures études plus complètes s'effectuant au lac Montjoie. Cette étude a permis de mettre en place les codes pour la gestion et l'extraction des données qui serviront aux prochains étudiants/chercheurs. Elle a aussi permis d'acquérir des connaissances et de l'expérience par rapport au fonctionnement, à la maintenance et aux réparations des différents équipements réunis ensemble sur cette plateforme. Dans les années à venir, des projets étudieront l'évolution des traits fonctionnels (physiologie, morphologie, comportement, série de stades biologiques et cycles temporels) de différentes espèces de phytoplancton dans le temps. Ceci permettra d'examiner les interactions traits-environnement et éventuellement d'établir des fonctions, des modèles et/ou des indices qui réussiront à prédire à court terme les changements dans l'abondance des différentes catégories de phytoplancton du Lac Montjoie. Enfin, ces fonctions, modèles et/ou indices pourront être unis afin de créer un modèle prédictif servant à anticiper les changements au niveau de la composition des communautés phytoplanctoniques.

Références

- Amorocho, J. and DeVries, J. J. (1980). A new evaluation of the wind stress coefficient over water surfaces. *J. Geophys. Res.*, 85(C1) :433–442.
- Arin, L., Marrase, C., Maar, M., Peters, F., Sala, M. M., and Alcaraz, M. (2002). Combined effects of nutrients and small-scale turbulence in a microcosm experiment. i. dynamics and size distribution of osmotrophic plankton. *Aquatic Microbial Ecology*, 29(1) :51–61.
- Boucher, C., Dufort Caron, J., Larose, S., Larose, P., Larose, R., Maheux, C., Préfontaine, J., Rouillard, L., St-Pierre, L., and Serre, F. (2006). *Le lac Montjoie : au fil du temps*. Association pour la protection du lac Montjoie.
- Boyce, D. G., Lewis, M. R., and Worm, B. (2010). Global phytoplankton decline over the past century. *Nature*, 466(7306) :591–596.
- Boyd, P. W. (2002). Environmental factors controlling phytoplankton processes in the southern ocean1. *Journal of Phycology*, 38(5) :844–861.
- Carrillo-Angeles, I. G., Suzán-Azpiri, H., Mandujano, M. C., Golubov, J., and Martínez-Ávalos, J. G. (2016). Niche breadth and the implications of climate change in the conservation of the genus *astrophytum* (cactaceae). *Journal of Arid Environments*, 124 :310–317.
- Charlson, R. J., Lovelock, J. E., Andreae, M. O., and Warren, S. G. (1987). Oceanic phytoplankton, atmospheric sulphur, cloud albedo and climate. *Nature*, 326(6114) :655–661.
- Chassot, E., Bonhommeau, S., Dulvy, N. K., Mélin, F., Watson, R., Gascuel, D., and Le Pape, O. (2010). Global marine primary production constrains fisheries catches. *Ecology Letters*, 13(4) :495–505.
- Chorus, I., Falconer, I. R., Salas, H. J., and Bartram, J. (2000). Health risks caused by freshwater cyanobacteria in recreational waters. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B*, 3(4) :323–347.
- Davidson, P. (2004). *Turbulence : An Introduction for Scientists and Engineers*. OUP Oxford.
- Downing, J. A., Watson, S. B., and McCauley, E. (2001). Predicting cyanobacteria dominance in lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 58(10) :1905–1908.
- Elith, J. (2000). *Quantitative Methods for Modeling Species Habitat : Comparative Performance and an Application to Australian Plants*, chapter 4, pages 39–58. Springer New York, New York, NY.
- Eppley, R. W. (1972). Temperature and phytoplankton growth in the sea. *Fish. Bull*, 70(4) :1063–1085.
- Estrada, M., Alcaraz, M., and Marrase, C. (1987). Effects of turbulence on the composition of phytoplankton assemblages in marine microcosms. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 38 :267–281.

- Fee, E. J., Hecky, R. E., Kasian, S. E. M., and Cruikshank, D. R. (1996). Effects of lake size, water clarity, and climatic variability on mixing depths in canadian shield lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 41(5) :912–920.
- Feely, R. A., Sabine, C. L., Lee, K., Berelson, W., Kleypas, J., Fabry, V. J., and Millero, F. J. (2004). Impact of anthropogenic co₂ on the caco₃ system in the oceans. *Science*, 305(5682) :362–366.
- Field, C. B., Behrenfeld, M. J., Randerson, J. T., and Falkowski, P. (1998). Primary production of the biosphere : Integrating terrestrial and oceanic components. *Science*, 281(5374) :237–240.
- Gauthier, J.-P., Alain, J., Gentes, P., Le Rouzes, M., and Mathieu, P. (1978). Étude limnologique Lac Montjoie. Technical report, Ministère des Richesses Naturelles, direction générale des eaux.
- Gouvernement du Québec (2016). *Le Québec chiffres en main - Édition 2016*. Institut de la statistique du Québec.
- Harte, J. (2011). *Maximum entropy and ecology : a theory of abundance, distribution, and energetics*. Oxford University Press.
- Hutchinson, G. E. (1957). Cold spring harbor symposium on quantitative biology. *Concluding remarks*, 22 :415–427.
- Idso, S. B. (1973). On the concept of lake stability¹. *Limnol. Oceanogr.*, 18(4) :681–683.
- Imberger, J. and Patterson, J. C. (1989). Physical limnology. volume Volume 27, pages 303–475. Elsevier.
- Imboden, D. M. and Wüest, A. (1995). *Physics and Chemistry of Lakes*, chapter Mixing mechanisms in lakes, pages 83–138.
- IPCC (2007). *Fourth Assessment Report : Climate Change 2007 : The AR4 Synthesis Report*. Geneva : IPCC.
- Irwin, A. J., Nelles, A. M., and Finkel, Z. V. (2012). Phytoplankton niches estimated from field data. *Limnology and Oceanography*, 57(3) :787–797.
- Jacoby, J. M., Collier, D. C., Welch, E. B., Hardy, F. J., and Crayton, M. (2000). Environmental factors associated with a toxic bloom of microcystis aeruginosa. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57(1) :231–240.
- Jones, F. E. (1995). *Techniques and topics in flow measurement*. CRC Press.
- Karp-Boss, L., Boss, E., and Jumars, P. A. (1996). Nutrient fluxes to planktonic osmotrophs in the presence of fluid motion. *Oceanography and Marine Biology : an annual review*, 34 :71–107.
- Karp-Boss, L., Boss, E., and Jumars, P. A. (2000). Motion of dinoflagellates in a simple shear flow. *Limnology and Oceanography*, 45(7) :1594–1602.

- Karp-Boss, L. and Jumars, P. A. (1998). Motion of diatom chains in steady shear flow. *Limnology and Oceanography*, 43(8) :1767–1773.
- Kiorboe, T. (1993). Turbulence, phytoplankton cell size, and the structure of pelagic food webs. volume 29, pages 1–72. Academic Press.
- Labine, M. and Minuk, G. (2009). Cyanobacterial toxins and liver disease. *Can. J. Physiol. Pharmacol.*, 87(10) :773–788.
- Legendre, P. and Legendre, L. F. (2012). *Numerical ecology*, volume 24. Elsevier.
- Limburg, K. E., Luzadis, V. A., Ramsey, M., Schulz, K. L., and Mayer, C. M. (2010). The good, the bad, and the algae : Perceiving ecosystem services and disservices generated by zebra and quagga mussels. *Journal of Great Lakes Research*, 36(1) :86–92.
- MacIntyre, H. L., Kana, T. M., and Geider, R. J. (2000). The effect of water motion on short-term rates of photosynthesis by marine phytoplankton. *Trends In Plant Science*, 5(1) :12–17.
- Martin, J. L. and McCutcheon, S. C. (1998). *Hydrodynamics and transport for water quality modeling*. CRC Press.
- McGillicuddy, D. J., Anderson, L. A., Bates, N. R., Bibby, T., Buesseler, K. O., Carlson, C. A., Davis, C. S., Ewart, C., Falkowski, P. G., Goldthwait, S. A., Hansell, D. A., Jenkins, W. J., Johnson, R., Kosnyrev, V. K., Ledwell, J. R., Li, Q. P., Siegel, D. A., and Steinberg, D. K. (2007). Eddy/wind interactions stimulate extraordinary mid-ocean plankton blooms. *Science*, 316(5827) :1021–1026.
- Miller, R. L., Bradford, W. L., and Peters, N. E. (1988). Specific conductance ; theoretical considerations and application to analytical quality control. Technical report.
- Ministère de l’Agriculture, des Pêcheries et de l’Alimentation (2013). Pêches et aquaculture commerciales au Québec en un coup d’œil - portrait statistique édition 2013.
- Ministère du Développement durable, de l’Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (2015). Liste des plans d’eau touchés par une fleur d’eau d’algues bleu-vert de 2004 à 2014 et des plans d’eau récurrents signalés depuis 2013.
- Ministère du Développement durable, de l’Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (2016). Rapport sur l’état de l’eau et des écosystèmes aquatiques au Québec. Online.
- Ministère du Développement durable, de l’Environnement et des Parcs (2012). Bilan de la qualité de l’eau potable au Québec 2005-2009.
- Ministère du Développement durable, de l’Environnement, de la Faune et des Parcs (2014). Bilan de la gestion des épisodes de fleurs d’eau d’algues bleu-vert au Québec, de 2007 à 2012.
- Moore, C. M., Mills, M. M., Arrigo, K. R., Berman-Frank, I., Bopp, L., Boyd, P. W., Galbraith, E. D., Geider, R. J., Guieu, C., Jaccard, S. L., Jickells, T. D., La Roche, J., Lenton, T. M., Mahowald, N. M., Maranon, E., Marinov, I., Moore, J. K., Nakatsuka, T., Oschlies, A.,

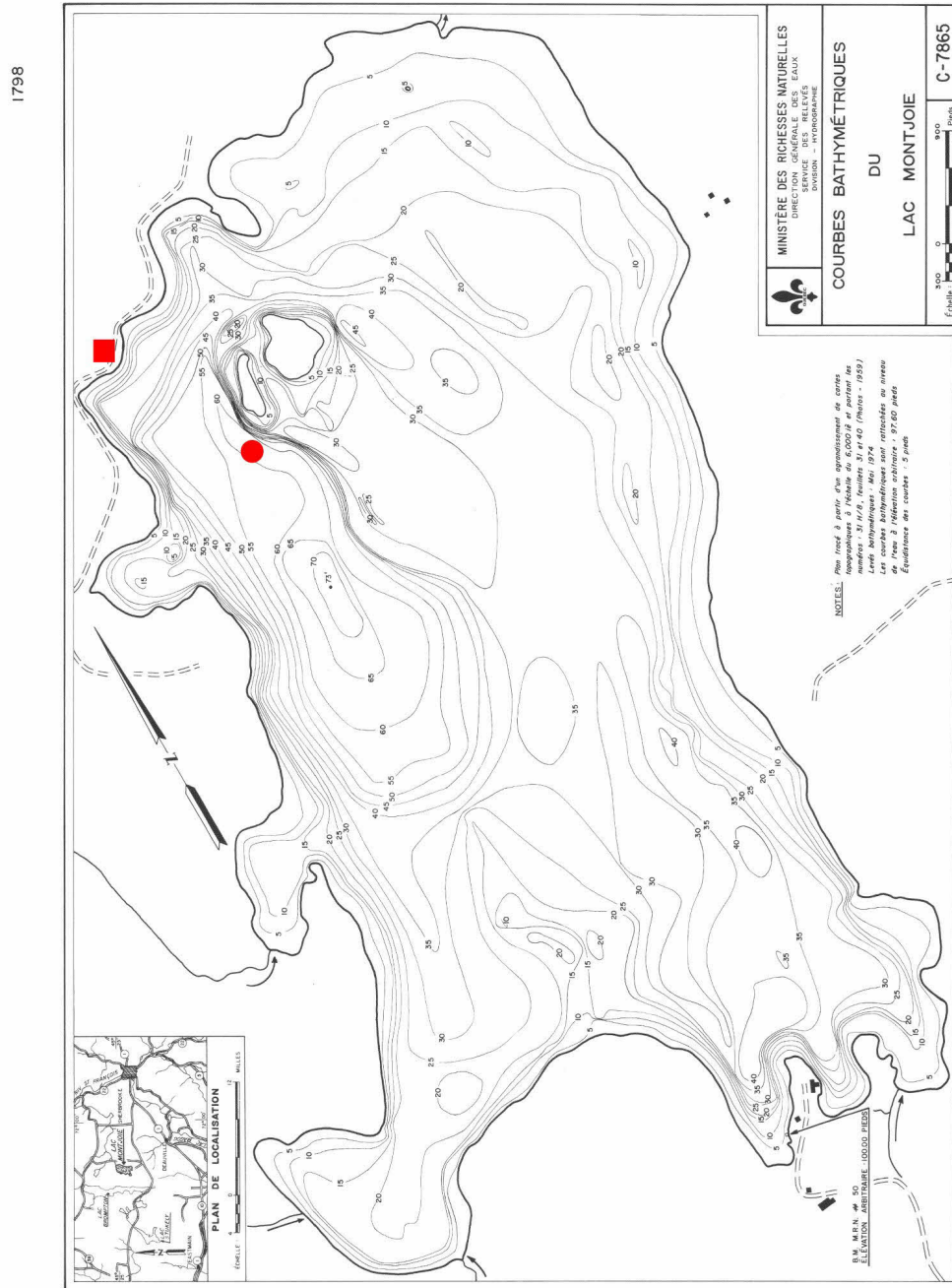
- Saito, M. A., Thingstad, T. F., Tsuda, A., and Ulloa, O. (2013). Processes and patterns of oceanic nutrient limitation. *Nature Geosci*, 6(9) :701–710.
- Munk, P., Hansen, B. W., Nielsen, T. G., and Thomsen, H. A. (2003). Changes in plankton and fish larvae communities across hydrographic fronts off west greenland. *Journal of Plankton Research*, 25(7) :815–830.
- Musielak, M. M., Karp-Boss, L., Jumars, P. A., and Fauci, L. J. (2009). Nutrient transport and acquisition by diatom chains in a moving fluid. *Journal of Fluid Mechanics*, 638 :401–421.
- Olson, R. J. and Sosik, H. M. (2007). A submersible imaging-in-flow instrument to analyze nano-and microplankton : Imaging flowcytobot. *Limnology and Oceanography-methods*, 5 :195–203.
- Orr, J. C., Fabry, V. J., Aumont, O., Bopp, L., Doney, S. C., Feely, R. A., Gnanadesikan, A., Gruber, N., Ishida, A., Joos, F., Key, R. M., Lindsay, K., Maier-Reimer, E., Matear, R., Monfray, P., Mouchet, A., Najjar, R. G., Plattner, G.-K., Rodgers, K. B., Sabine, C. L., Sarmiento, J. L., Schlitzer, R., Slater, R. D., Totterdell, I. J., Weirig, M.-F., Yamanaka, Y., and Yool, A. (2005). Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms. *Nature*, 437(7059) :681–686.
- O’Sullivan, P. and Reynolds, C. (2008). *The Lakes Handbook : Limnology and Limnetic Ecology*. Wiley.
- Peters, F., Arin, L., Marrase, C., Berdalet, E., and Sala, M. M. (2006). Effects of small-scale turbulence on the growth of two diatoms of different size in a phosphorus-limited medium. *Journal of Marine Systems*, 61(3-4) :134–148.
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., and Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190(3-4) :231–259.
- Phillips, S. J., Dudik, M., and Schapire, R. E. (2004). A maximum entropy approach to species distribution modeling. In *Proceedings of the twenty-first international conference on Machine learning*, page 83, Banff, Alberta, Canada. ACM.
- Phillips, S. J. and Dudík, M. (2008). Modeling of species distributions with maxent : new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31(2) :161–175.
- Pick, F. R. (2016). Blooming algae : a canadian perspective on the rise of toxic cyanobacteria. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, pages 1–10.
- Prairie, Y. and Soucisse, A. (1999). Rapport sur le suivi de la qualité des eaux 1999. Technical report, RAPPEL.
- Prairie, Y. and Wild, M. (2000). Rapport sur le suivi de la qualité des eaux 2000. Technical report, RAPPEL.
- Read, J. S., Hamilton, D. P., Jones, I. D., Muraoka, K., Winslow, L. A., Kroiss, R., Wu, C. H., and Gaiser, E. (2011). Derivation of lake mixing and stratification indices from high-resolution lake buoy data. *Environmental Modelling & Software*, 26(11) :1325–1336.

- Reynolds, C. S. (2006). *Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press.
- Sabine, C. L., Feely, R. A., Gruber, N., Key, R. M., Lee, K., Bullister, J. L., Wanninkhof, R., Wong, C. S., Wallace, D. W. R., Tilbrook, B., Millero, F. J., Peng, T.-H., Kozyr, A., Ono, T., and Rios, A. F. (2004). The oceanic sink for anthropogenic CO_2 . *Science*, 305(5682) :367–371.
- Sea-Bird Electronics (2002). Application note no. 69 : Conversion of pressure to depth.
- Soranno, P. (1997). Factors affecting the timing of surface scums and epilimnetic blooms of blue-green algae in a eutrophic lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54(9) :1965–1975.
- Sosik, H. M. and Olson, R. J. (2007). Automated taxonomic classification of phytoplankton sampled with imaging-in-flow cytometry. *Limnology and Oceanography-methods*, 5 :204–216.
- Svrcek, C. and Smith, D. W. (2004). Cyanobacteria toxins and the current state of knowledge on water treatment options : a review. *J. Environ. Eng. Sci.*, 3(3) :155–185.
- Taranu, Z. E., Gregory-Eaves, I., Leavitt, P. R., Bunting, L., Buchaca, T., Catalan, J., Domaizon, I., Guilizzoni, P., Lami, A., McGowan, S., Moorhouse, H., Morabito, G., Pick, F. R., Stevenson, M. A., Thompson, P. L., and Vinebrooke, R. D. (2015). Acceleration of cyanobacterial dominance in north temperate-subarctic lakes during the anthropocene. *Ecology Letters*, 18(4) :375–384.
- Ter Braak, C. and Verdonschot, P. (1995). Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. 57(3) :255–289–.
- Toole, D. A. and Siegel, D. A. (2004). Light-driven cycling of dimethylsulfide (dms) in the sargasso sea : Closing the loop. *Geophys. Res. Lett.*, 31(9) :n/a–n/a.
- Uitz, J., Claustre, H., Morel, A., and Hooker, S. B. (2006). Vertical distribution of phytoplankton communities in open ocean : An assessment based on surface chlorophyll. *J. Geophys. Res.*, 111(C8) :C08005–.
- Vincent, W. F. (2009). *Encyclopedia of Inland Waters vol. 3*, chapter Effects of climate change on lakes, pages 55–60. Elsevier, Oxford U.K.

Annexes

A Carte bathymétrique du lac Montjoie

Le cercle rouge sur la carte bathymétrique représente le positionnement de la station et le carré rouge représente celui de l'ordinateur de contrôle au lac Montjoie.



B Données des suivis du lac Montjoie

Cette annexe reprend les données et figures d'un rapport interne qui visait évaluer les changements potentiels qui aurait pu avoir lieu au lac Montjoie au cours des 40 dernières années. On y présentait trois mesures indicatives de l'état d'eutrophisation d'un lac.

B.1 Phosphore

La figure B.1 représente la quantité de phosphore total telle que mesurée dans le lac Montjoie. La comparaison la plus directe (même profondeur d'échantillonnage et temps de l'année) peut-être faite entre les données des colonnes bleue, verte et turquoise. Elle illustre clairement qu'aucune tendance n'est présente dans cette variable au cours du temps. Le lac est dans le même état en regard de cette variable que lors des échantillonnages des décennies précédentes.

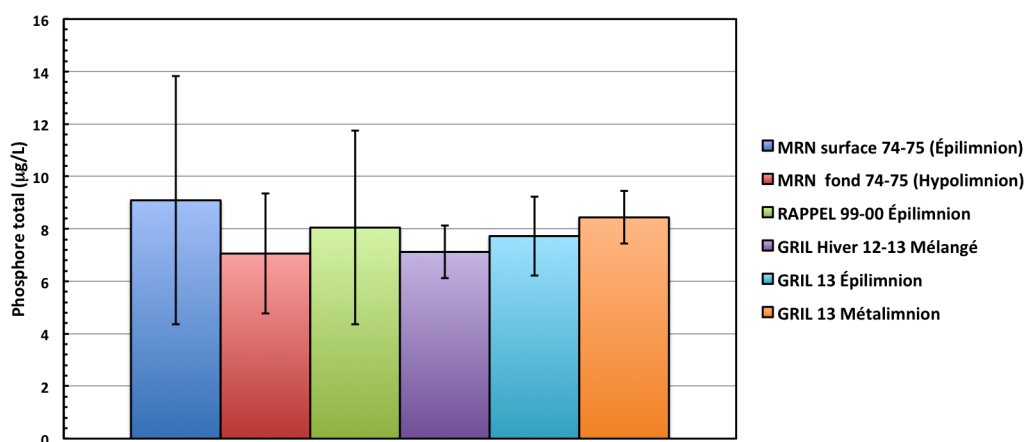


FIGURE B.1 – Moyennes et déviations standards (barres d'erreur) des mesures du phosphore total prisent au Lac Montjoie. Les mesures en bleues (surface, épilimnion) et en rouges (fond, hypolimnion) sont des mesures historiques prises par le ministère des Ressources Naturelles pendant les étés 1974 et 1975 à la fosse du lac (Gauthier et al., 1978). Les mesures en verts sont des mesures tirées de rapports préparés par Yves Prairie et collaborateurs (1999 et 2000) pour le RAPPEL avec des mesures prises pendant les étés 1999 et 2000 en surface (Prairie and Soucisse, 1999; Prairie and Wild, 2000). Les mesures en violet ont été prises par notre équipe (analyse effectuée par le laboratoire du GRIL) au cours de l'hiver 2012-2013. Les mesures en turquoise (surface, épilimnion) et orange (profondeur intermédiaire; métalimnion) proviennent de nos campagnes à l'été 2013.

B.2 Chlorophylle a

Une comparaison de la concentration de chlorophylle mesurée au Lac Montjoie dans le cadre de notre projet et par différentes études dans le passé (voir figure B.2), illustre que la concentration en chlorophylle du lac n’a pas changé depuis les années 1970. Les petites diminutions observées dans nos échantillonnages par rapport aux échantillonnages passés ne sont pas significatives. Ceci est probablement la meilleure indication que le lac est toujours dans un bon état.

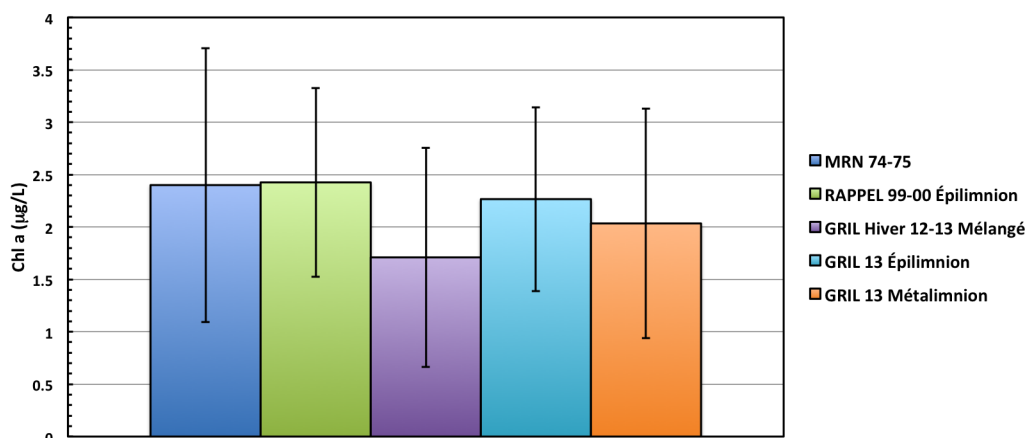


FIGURE B.2 – Moyennes et déviations standards (barres d’erreur) des mesures de la concentration de chlorophylle a prises au Lac Montjoie. Les couleurs et les études sont les mêmes que celles utilisées à la figure B.1.

B.3 Transparence

La mesure de la transparence, est une mesure assez qualitative. Elle est influencée non seulement par l’observateur, mais aussi par diverses variables telles les conditions météorologiques pendant l’observation. Les résultats obtenus (voir figure B.3) montrent que la transparence pourrait être plus faible (eau moins claire) que lors des échantillonnages fait en 1999 et 2000, mais identique à celle faite au milieu des années 1970. De par son aspect qualitatif, nous considérons ces différences peu importantes.

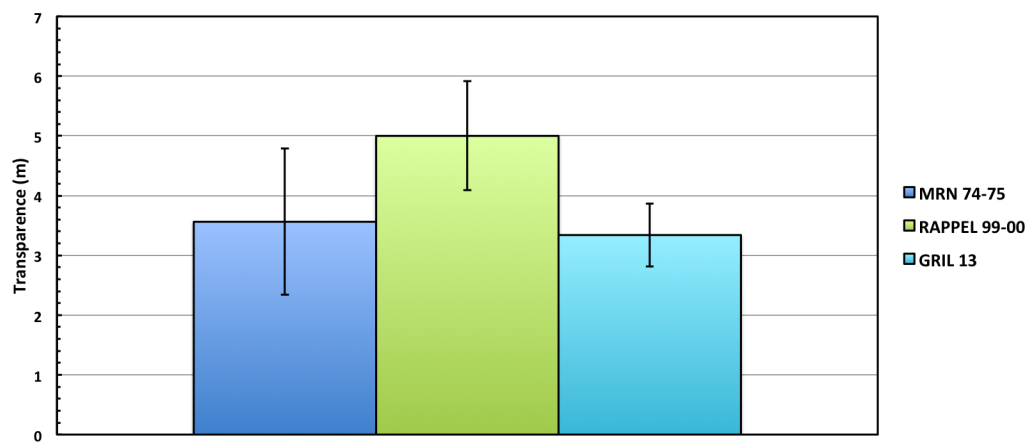


FIGURE B.3 – Transparence de l’eau au lac Montjoie mesurée par la méthode du disque de Secchi.

C Spécification des instruments

TABLEAU C.1 – Spécifications de la sonde 600R.

Mesure	Résolution	Plage	Précision
Température [°C]	0.01	-5 à 50	± 0.15
pH	0.01	0 à 14	± 0.2
Conductivité [mS cm ⁻¹] ³³	0.001 à 0.1 (dépendant de la plage)	0 à 100	$\pm (0.5 \% \text{ de la mesure} + 0.001)$
Oxygène dissous [% saturation]	0 à 500	0.1	0 à 200 % : $\pm 2 \%$ de la lecture ou 2% de la saturation de l'air (choisir le plus élevé) ; 200 à 500 % : $\pm 6 \%$ de la lecture

TABLEAU C.2 – Spécification de la sonde SBE 50. ³⁴

Mesure	Résolution	Plage	Précision
Pression [dbar]	0.002	0 à 100	± 0.1

33. C'est la conductivité qui est mesurée par la sonde. Par contre, elle donne la conductivité spécifique en sortie. Le lien entre ces deux variables est présenté à l'équation 4.

34. Les spécifications du SBE 50 sont pour un capteur ayant une plage de 0 à 100 dbar. Par contre, les informations fournies par WET Labs laissent croire qu'il pourrait peut-être s'agir de la version ayant plutôt une plage de 0 à 350 dbar.

TABLEAU C.3 – Spécifications de la sonde SBE 19.

Mesure	Résolution	Plage	Précision
Température [°C]	0.0001	-5 à 35	± 0.005
Conductivité [S m ⁻¹]	0.00001	0 à 9	± 0.0005
Pression (strain gauge) [dbar]	0.001	0 à 30	± 0.03
Oxygène Dissous (SBE 43) [mL L ⁻¹]	0.0001	0 à 120 % de la saturation à la surface	± 2 % de la saturation à la surface

TABLEAU C.4 – Spécifications de la sonde ECO Triplet.

Mesure	Résolution	Plage	Précision
Fluorescence EX/EM 470 nm/695 nm [$\mu\text{g L}^{-1}$]	0.0124	0.0124 ? à 50.592	± 0.0124
Rétrodiffusion 532 nm	$0.7611 \times 10^{-5} \text{ m}^{-1} \text{ sr}^{-1}$	0.0024 à 5 m^{-1}	$\pm 0.7611 \times 10^{-5} \text{ m}^{-1} \text{ sr}^{-1}$
Phycocyanine [ppt]	0.1370	0.1370 ? à 559.9190	± 0.2055

TABLEAU C.5 – Spécifications de la sonde HO CR.

Plage spectrale	Incrémentation spectrale	Résolution spectrale	Précision spectrale
350-800 nm	3.3 nm/pixel	10 nm	0.3 nm

D Positions relatives des instruments

TABLEAU D.1 – Positions relatives des instruments pour les années 2013 et 2014. L'indice * indique l'instrument qui sert de référence pour la profondeur associée aux autres instruments durant cette année.

Instrument	Correction 2013 [m]	Correction 2014 [m]
600R	-0.89	N/A
SBE 50	0*	0.53
SBE 19	N/A	0*
ECO Triplet	-0.66	-0.10
HOCR	-0.83	-0.25
IFCB	-0.22	+0.31

E Évaluations du fetch

TABLEAU E.1 – Valeurs de fetch L_s [m] du lac Montjoie évaluées à tous les 5° entre 0° et 360° à l'aide des images satellite de Google Earth en utilisant le point central suivant : $45^\circ 24' 28.890''$ N, $72^\circ 5' 55.380''$ O.

Angle [°]	L_s [m]
0/180/360	2709	85/265	1279
5/185	2451	90/270	1210
10/190	2395	95/275	1153
15/195	2492	100/280	1122
20/200	2494	105/285	1111
25/205	2508	110/290	1109
30/210	2597	115/295	1093
35/215	2686	120/300	1109
40/220	2808	125/305	1161
55/225	2276	130/310	1247
50/230	1977	135/315	1501
55/235	1826	140/320	1561
60/240	1525	145/325	1725
65/245	1463	150/330	2004
70/250	1405	155/335	2158
75/255	1539	160/340	2487
80/260	1478	165/345	2659
...	...	170/350	2615
		175/355	2555

F Détails de la dérivation du Lake Number (L_N)

Cette section donne les détails pour le passage de l'équation 41 à 42. Repartons de l'équation 41 :

$$L_N = \frac{(z_m - z_v)Mgz_{th}As^{-1/2}}{\rho_h^S u_\star^2 A_s z_v}$$

En réorganisant les termes :

$$L_N = \frac{(z_m - z_v)Mgz_{th}}{\rho_h^S u_\star^2 A_s^{3/2} z_v}$$

En utilisant la définition du centre de masse z_m (équation 37) et de la masse totale du lac M (équation 38) :

$$\begin{aligned} L_N &= \frac{(z_m M - z_v M)gz_{th}}{\rho_h^S u_\star^2 A_s^{3/2} z_v} \\ &= \frac{\left(z_m \int_0^{z_D} \rho(z) A_z \partial z - z_v \int_0^{z_D} \rho(z) A_z \partial z \right) gz_{th}}{\rho_h^S u_\star^2 A_s^{3/2} z_v} \\ &= \frac{\left(\frac{\int_0^{z_D} \rho(z) z A_z \partial z}{\int_0^{z_D} \rho(z) A_z \partial z} \int_0^{z_D} \rho(z) A_z \partial z - z_v \int_0^{z_D} \rho(z) A_z \partial z \right) gz_{th}}{\rho_h^S u_\star^2 A_s^{3/2} z_v} \\ &= \frac{\left(\int_0^{z_D} \rho(z) z A_z \partial z - z_v \int_0^{z_D} \rho(z) A_z \partial z \right) gz_{th}}{\rho_h^S u_\star^2 A_s^{3/2} z_v} \\ &= \frac{\left(\frac{g}{A_s} \int_0^{z_D} (z - z_v) A_z \rho(z) \partial z \right) z_{th}}{\rho_h^S u_\star^2 A_s^{1/2} z_v} \\ L_N &= \frac{S_T z_{th}}{\rho_h^S u_\star^2 A_s^{1/2} z_v} \end{aligned}$$

Imberger and Patterson (1989) approximait la profondeur de la thermocline par $(z_e + z_h)/2$, donc on obtient l'équation suivante pour L_N :

$$L_N = \frac{S_T(z_e + z_h)}{2\rho_h^S u_\star^2 A_s^{1/2} z_v}$$

G Inversion des combinaisons linéaires obtenues via la CCA

Cette section démontre l'inversion des combinaisons linéaires définissant les gradients synthétiques pour le cas simple à 2 variables environnementales. Explicitons l'équation 48 pour ce cas :

$$x_i^{\text{CCA1}} = c_1^{\text{CCA1}} \cdot z_{i1} + c_2^{\text{CCA1}} \cdot z_{i2} \quad (\text{G1})$$

$$x_i^{\text{CCA2}} = c_1^{\text{CCA2}} \cdot z_{i1} + c_2^{\text{CCA2}} \cdot z_{i2} \quad (\text{G2})$$

L'objectif est d'obtenir des expressions pour z_{i1} et z_{i2} en fonction de x_i^{CCA1} , x_i^{CCA2} et des coefficients c_j . Voici les détails pour y arriver :

$$\begin{aligned} \frac{(\text{G1})}{c_2^{\text{CCA1}}} - \frac{(\text{G2})}{c_2^{\text{CCA2}}} &= \frac{x_i^{\text{CCA1}}}{c_2^{\text{CCA1}}} - \frac{x_i^{\text{CCA2}}}{c_2^{\text{CCA2}}} = \left(\frac{c_1^{\text{CCA1}}}{c_2^{\text{CCA1}}} - \frac{c_1^{\text{CCA2}}}{c_2^{\text{CCA2}}} \right) z_{i1} \\ \Rightarrow z_{i1} &= \frac{\left(\frac{x_i^{\text{CCA1}}}{c_2^{\text{CCA1}}} - \frac{x_i^{\text{CCA2}}}{c_2^{\text{CCA2}}} \right)}{\left(\frac{c_1^{\text{CCA1}}}{c_2^{\text{CCA1}}} - \frac{c_1^{\text{CCA2}}}{c_2^{\text{CCA2}}} \right)} \end{aligned}$$

sous forme de vecteur :

$$\left\{ \frac{1}{c_2^{\text{CCA1}} \cdot \left(\frac{c_1^{\text{CCA1}}}{c_2^{\text{CCA1}}} - \frac{c_1^{\text{CCA2}}}{c_2^{\text{CCA2}}} \right)} ; \frac{-1}{c_2^{\text{CCA2}} \cdot \left(\frac{c_1^{\text{CCA1}}}{c_2^{\text{CCA1}}} - \frac{c_1^{\text{CCA2}}}{c_2^{\text{CCA2}}} \right)} \right\}$$

De manière similaire, en débutant avec $\left[\frac{(\text{G1})}{c_1^{\text{CCA1}}} - \frac{(\text{G2})}{c_1^{\text{CCA2}}} \right]$, on obtient pour z_{i2} :

$$z_{i2} = \frac{\left(\frac{x_i^{\text{CCA1}}}{c_1^{\text{CCA1}}} - \frac{x_i^{\text{CCA2}}}{c_1^{\text{CCA2}}} \right)}{\left(\frac{c_2^{\text{CCA1}}}{c_1^{\text{CCA1}}} - \frac{c_2^{\text{CCA2}}}{c_1^{\text{CCA2}}} \right)}$$

sous forme de vecteur :

$$\left\{ \frac{1}{c_1^{\text{CCA1}} \cdot \left(\frac{c_2^{\text{CCA1}}}{c_1^{\text{CCA1}}} - \frac{c_2^{\text{CCA2}}}{c_1^{\text{CCA2}}} \right)} ; \frac{-1}{c_1^{\text{CCA2}} \cdot \left(\frac{c_2^{\text{CCA1}}}{c_1^{\text{CCA1}}} - \frac{c_2^{\text{CCA2}}}{c_1^{\text{CCA2}}} \right)} \right\}$$

Il est donc possible de passer de valeurs de gradients synthétiques vers des valeurs de variables environnementales. L'inversion est toujours possible puisqu'il s'agira toujours d'un système d'équations dont le nombre d'inconnus correspond au nombre d'équations. Les vecteurs obtenus pour l'inversion peuvent être normalisés et présentés sur un "triplot" (voir figure 9).

H Effet de la moyenne glissante sur 24 heures et du seuil

Nous présentons dans cette annexe un exemple de l'effet de la moyenne glissante sur 24 heures et du seuil sur la série temporelle d'abondance de la catégorie *Ankistrodesmoideae (family)*. La figure H.1 a) montre la série temporelle d'abondance de cette catégorie sans modification. Tout d'abord, on remarque que pour des mesures temporellement rapprochées il existe tout de même une grande variabilité dans les abondances. Ensuite, on remarque qu'en dehors du pic d'abondance il existe une ligne de base non nulle. Celle-ci nuit à l'évaluation des niches par la CCA qui les calcule à l'aide de moyennes pondérées. Ce sont ces deux caractéristiques que nous désirons éliminer de nos séries temporelles sans pour autant perdre trop d'information sur les variabilités mesurées d'abondance. C'est dans cette optique que nous appliquons la moyenne glissante sur 24 heures ainsi que le seuil (voir figure H.1 b)). Pour une mesure donnée d'abondance, l'algorithme trouve les abondances des 12 heures précédentes et suivantes et effectue une moyenne. Après avoir appliqué la moyenne glissante, le seuil est appliqué. L'algorithme trouve alors le maximum d'abondance et toutes les abondances plus faibles que le quart de ce maximum sont mises à 0. La figure H.1 b) montre clairement que la ligne de base a été portée à 0 et que la variabilité d'abondance entre les échantillons successifs est éliminée.

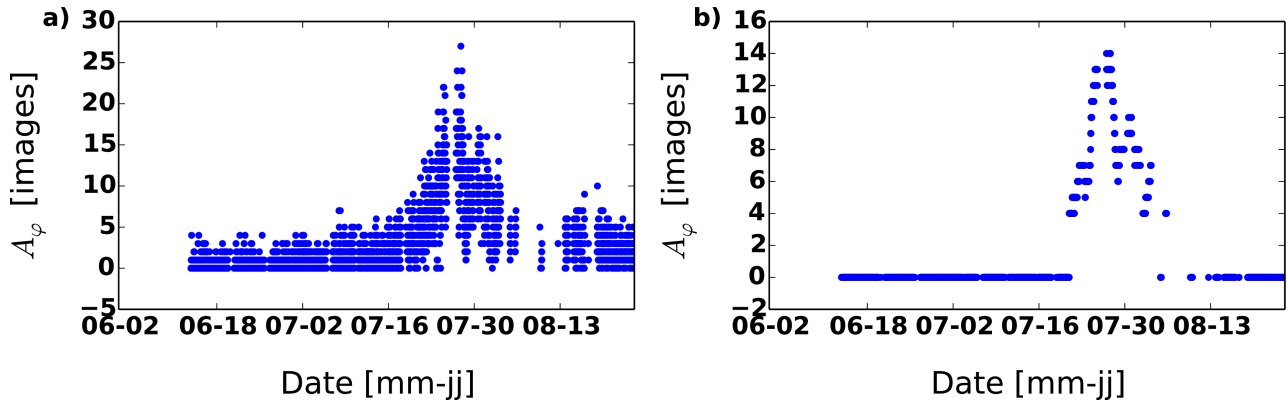


FIGURE H.1 – Effet de la moyenne glissante de 24h et de l'application du seuil sur la série temporelle d'abondance de la catégorie *Ankistrodesmoideae (family)*. a) Série temporelle sans moyenne glissante de 24 heures et seuil appliqués. b) Série temporelle avec moyenne glissante de 24 heures et seuil appliqués. Toutes les abondances plus petites que le quart du maximum d'abondance sont mises à 0.

I Triplot des différentes CCA

Cet annexe présente les triplots des 3 CCA desquelles les niches ont été obtenues. La figure [I.1](#) présente le triplot de la CCA effectuée sur les données d'abondance de 2013. Ensuite, la figure [I.2](#) présente le triplot de la CCA effectuée sur les données d'abondance de 2013-2014. Enfin, la figure [I.3](#) présente le triplot de la CCA effectuée sur les données de taux de croissance nette de 2013-2014.

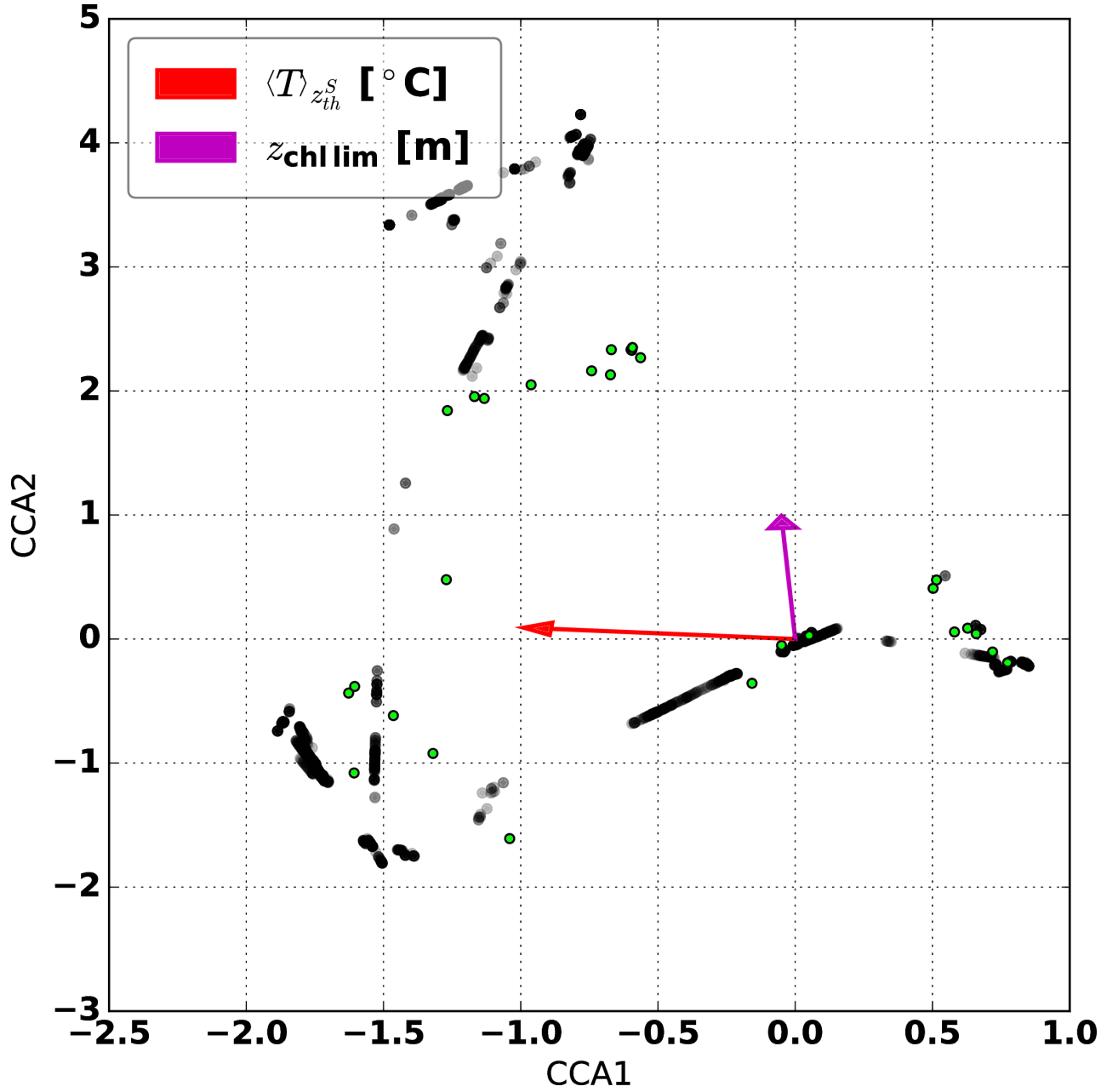


FIGURE I.1 – Triplot de la CCA effectuée sur les données d’abondance de 2013. La proportion d’inertie expliquée est de 30 %. Les valeurs propres des deux gradients synthétiques (CCA1 et CCA2) sont de 0.86 et 0.55 respectivement. Les points gris correspondent aux sites et les points verts aux centroïdes obtenus pour les espèces sélectionnées. Les vecteurs rouge et magenta correspondent respectivement aux variables $\langle T \rangle_{z_{th}^S}$ et $z_{chl\ lim}$ dans le nouveau système d’axes de la CCA.

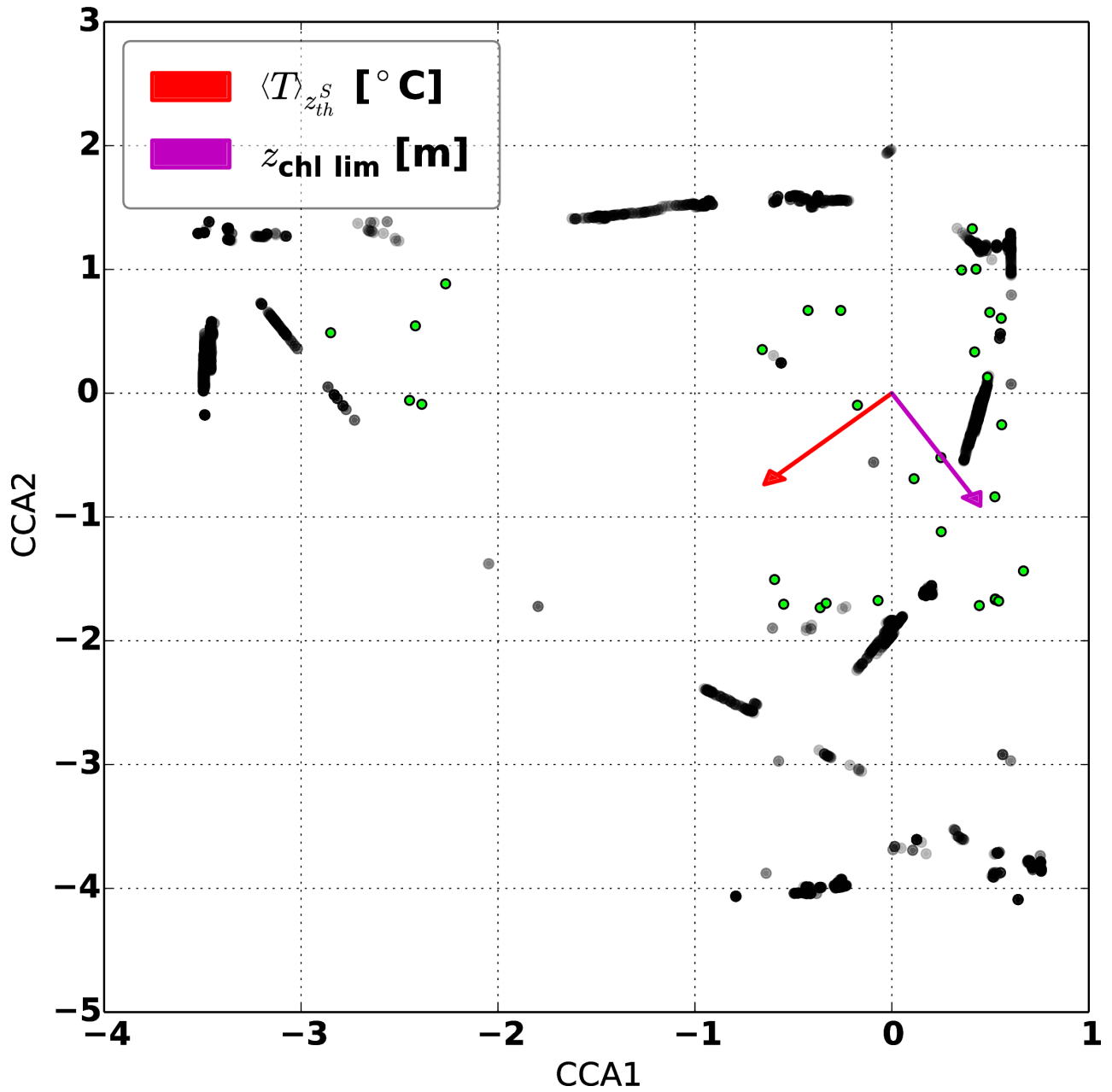


FIGURE I.2 – Triplot de la CCA effectuée sur les données d’abondance de 2013-2014. La proportion d’inertie expliquée est de 21 %. Les valeurs propres des deux gradients synthétiques (CCA1 et CCA2) sont de 0.69 et 0.42 respectivement. Pour une explication des couleurs de points et des vecteurs se référer au titre de la figure I.1.

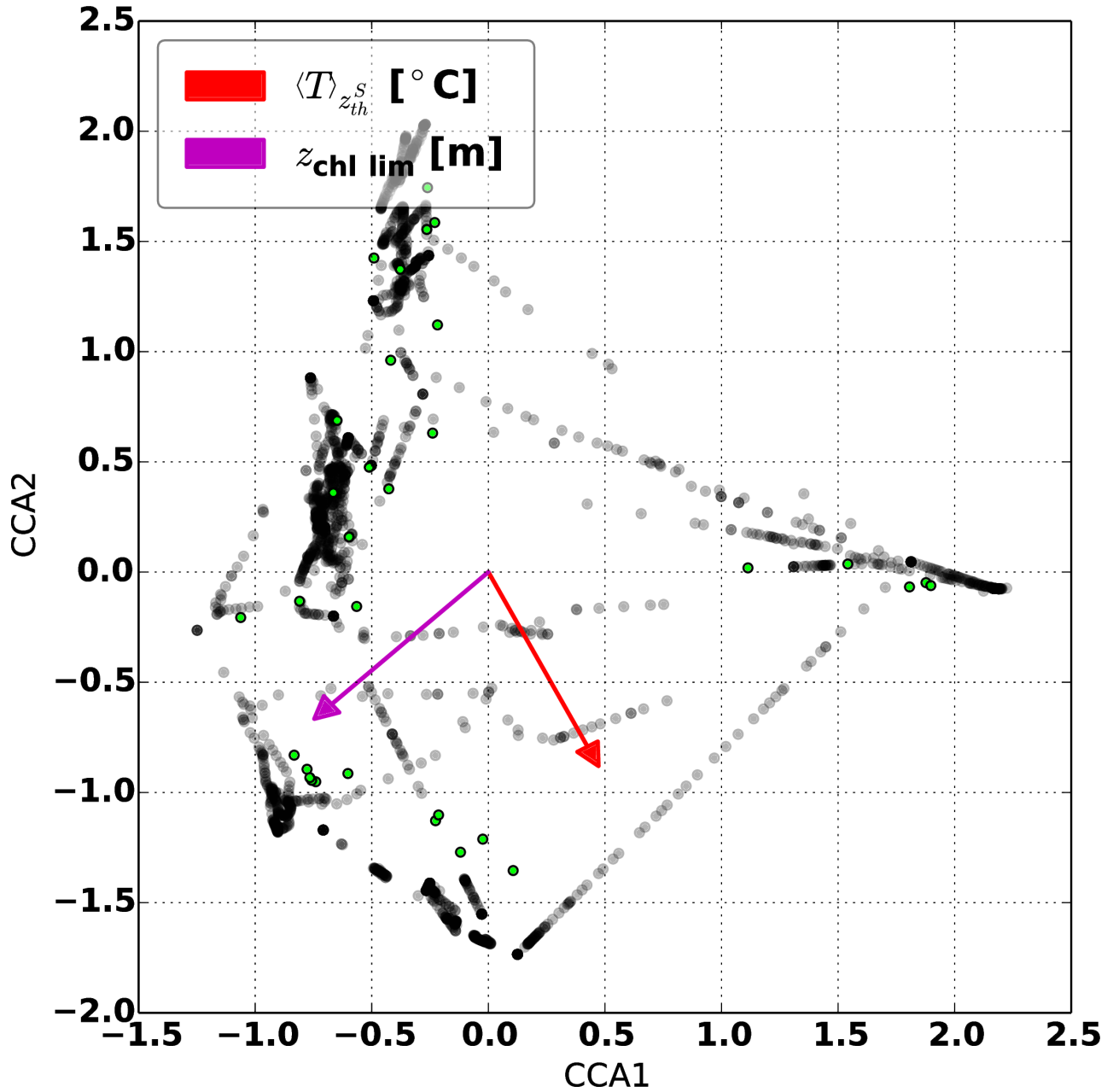


FIGURE I.3 – Triplot de la CCA effectuée sur les données de taux de croissance nette de 2013-2014. La proportion d’inertie expliquée est de 13 %. Les valeurs propres des deux gradients synthétiques (CCA1 et CCA2) sont de 0.85 et 0.78 respectivement. Pour une explication des couleurs de points et des vecteurs se référer au titre de la figure I.1.

J Valeurs des niches obtenues par les différentes méthodes

J.1 Niches obtenues par les différentes méthodes à l'aide des données d'abondance

Ind	Catéories	CCA avec A_φ 2013		CCA avec A_φ 2013-2014		MaxEnt avec A_φ 2013-2014	
		$\langle T \rangle_{z_{th}^S}$ [°C]	$z_{chl \text{ lim}}$ [m]	$\langle T \rangle_{z_{th}^S}$ [°C]	$z_{chl \text{ lim}}$ [m]	$\langle T \rangle_{z_{th}^S}$ [°C]	$z_{chl \text{ lim}}$ [m]
1	<i>Gloeotrichia</i>	20.1 ± 1.2	4.5 ± 0.4	20.4 ± 3.1	5.0 ± 0.2	20.2 ± 0.7	5.1 ± 0.8
3	<i>Ankistrodesmoideae (family)</i>	21.8 ± 3.7	7.8 ± 0.1	21.8 ± 0.9	7.8 ± 0.2	22.4 ± 0.8	7.9 ± 0.3
5	<i>Unknown 1</i>	N/A	N/A	21.6 ± 0.8	7.6 ± 0.1	22.0 ± 0.7	7.6 ± 0.3
9	<i>Chrysosphaerella</i>	21.5 ± 1.7	5.5 ± 0.6	N/A	N/A	N/A	N/A
31	<i>Gomphosphaeria</i>	20.4 ± 3.5	8.2 ± 0.1	20.4 ± 1.5	8.2 ± 0.4	20.3 ± 0.5	8.3 ± 0.1
34	<i>Chroococcus 1</i>	21.6 ± 3.8	7.9 ± 0.1	21.6 ± 1.0	7.9 ± 0.2	22.1 ± 0.8	7.9 ± 0.3
35	<i>Chroococcus 2</i>	20.4 ± 3.5	8.2 ± 0.1	20.4 ± 1.5	8.2 ± 0.4	20.3 ± 0.5	8.3 ± 0.1
36	<i>Chroococcus 3</i>	21.2 ± 3.6	8.0 ± 0.1	21.2 ± 1.2	8.0 ± 0.3	21.4 ± 0.9	8.0 ± 0.2
37	<i>Unknown 2</i>	20.4 ± 3.5	8.2 ± 0.1	20.4 ± 1.5	8.2 ± 0.4	20.3 ± 0.5	8.3 ± 0.1
40	<i>Crucigenia</i>	21.9 ± 1.8	5.7 ± 0.4	21.9 ± 2.1	5.7 ± 0.2	22.4 ± 0.8	5.6 ± 0.5
42	<i>Crucigenia tetrapedia</i>	21.9 ± 1.7	5.7 ± 0.4	21.9 ± 2.2	5.7 ± 0.2	22.5 ± 0.8	5.6 ± 0.5
43	<i>Cryptomonas in gel</i>	20.6 ± 3.6	8.2 ± 0.1	20.6 ± 1.4	8.2 ± 0.4	20.5 ± 0.5	8.4 ± 0.1
46	<i>Arthrodesmus 2</i>	N/A	N/A	19.0 ± 1.0	6.6 ± 0.2	18.5 ± 1.0	6.2 ± 0.6
70	<i>Binuclearia</i>	18.0 ± 0.7	5.9 ± 0.3	18.0 ± 1.3	5.9 ± 0.1	17.7 ± 1.1	5.8 ± 0.4
75	<i>Asterionella formosa</i>	18.3 ± 0.7	5.9 ± 0.3	18.3 ± 1.0	5.9 ± 0.1	17.8 ± 0.8	5.8 ± 0.4

84	<i>Melosira</i>	21.0 ±1.2	5.2 ±0.4	21.0 ±2.8	5.2 ±0.2	20.9 ±1.3	5.3 ±0.5
88	<i>Diatom 1</i>	N/A	N/A	19.5 ±1.0	7.2 ±0.1	19.0 ±1.1	7.1 ±0.3
90	<i>Tabellaria fenestrata</i>	20.4 ±3.6	8.2 ±0.1	20.4 ±1.5	8.2 ±0.4	20.3 ±0.5	8.4 ±0.1
102	<i>Dictyosphaerium</i>	N/A	N/A	18.3 ±0.8	7.0 ±0.1	17.9 ±0.6	6.9 ±0.3
103	<i>Dinobryon 2</i>	16.8 ±0.7	5.9 ±0.1	16.8 ±0.8	5.9 ±0.1	16.5 ±0.6	5.9 ±0.3
104	<i>Dinobryon 3</i>	16.2 ±1.2	5.7 ±0.1	16.2 ±0.8	5.7 ±0.1	15.9 ±0.4	5.7 ±0.2
112	<i>Gymnodinium 1</i>	N/A	N/A	19.1 ±0.8	7.1 ±0.1	18.6 ±0.9	7.0 ±0.3
127	<i>Unknown 3</i>	21.4 ±2.6	6.5 ±0.6	N/A	N/A	N/A	N/A
129	<i>Oocystis</i>	20.5 ±3.4	8.0 ±0.2	19.2 ±1.4	7.5 ±0.1	18.7 ±0.9	7.3 ±0.5
130	<i>Salpingoeca</i>	17.1 ±0.3	6.3 ±0.1	17.1 ±0.4	6.3 ±0.1	16.7 ±0.6	6.2 ±0.2
135	<i>Pseudoquadrigula</i>	21.5 ±3.7	7.9 ±0.1	21.5 ±1.0	7.9 ±0.2	21.9 ±0.7	7.9 ±0.3
136	<i>Quadrigula</i>	20.3 ±3.4	8.1 ±0.1	19.9 ±1.8	8.1 ±0.2	19.5 ±1.0	8.2 ±0.2
137	<i>Rhizochrysis</i>	21.7 ±1.0	5.1 ±0.7	21.7 ±2.7	5.1 ±0.4	22.1 ±0.9	5.1 ±0.4
138	<i>Plagioselmis</i>	16.4 ±1.1	5.7 ±0.2	17.6 ±1.3	6.5 ±0.2	17.3 ±0.9	6.2 ±0.5
149	<i>Scenedesmus</i>	16.6 ±0.8	5.9 ±0.1	17.8 ±1.1	6.7 ±0.1	17.4 ±0.8	6.4 ±0.4
153	<i>Dinobryon stressed</i>	16.7 ±0.7	5.9 ±0.1	16.7 ±0.7	5.9 ±0.1	16.4 ±0.5	5.9 ±0.3
155	<i>Synedra</i>	18.4 ±0.9	5.6 ±0.3	19.0 ±1.7	6.1 ±0.1	18.6 ±1.2	5.8 ±0.6
165	<i>Woronichinia compacta</i>	20.7 ±3.5	8.0 ±0.1	19.9 ±1.4	7.6 ±0.1	19.6 ±1.0	7.4 ±0.5
169	<i>Rhabdoderma</i>	17.1 ±0.6	6.3 ±0.3	17.1 ±1.0	6.3 ±0.2	16.7 ±0.7	6.1 ±0.4

J.2 Niches obtenues par les différentes méthodes à l'aide des taux de croissance nette

Ind	Catérories	CCA avec μ_φ 2013-2014		MaxEnt avec μ_φ 2013-2014	
		$\langle T \rangle_{z_{th}^S}$ [°C]	$z_{chl \text{ lim}}$ [m]	$\langle T \rangle_{z_{th}^S}$ [°C]	$z_{chl \text{ lim}}$ [m]
1	<i>Gloeotrichia</i>	20.6 ± 0.1	5.7 ± 1.0	20.6 ± 0.7	5.7 ± 0.9
3	<i>Ankistrodesmoideae (family)</i>	22.3 ± 0.6	7.7 ± 0.7	22.9 ± 0.6	7.8 ± 0.3
5	<i>Unknown 1</i>	21.8 ± 0.5	7.8 ± 0.6	22.4 ± 0.7	7.8 ± 0.2
9	<i>Chrysosphaerella</i>	N/A	N/A	N/A	N/A
31	<i>Gomphosphaeria</i>	20.3 ± 0.1	8.2 ± 0.1	20.2 ± 0.5	8.3 ± 0.1
34	<i>Chroococcus 1</i>	21.9 ± 0.4	7.9 ± 0.6	22.4 ± 0.7	7.9 ± 0.3
35	<i>Chroococcus 2</i>	20.6 ± 0.1	8.2 ± 0.2	20.5 ± 0.5	8.4 ± 0.1
36	<i>Chroococcus 3</i>	21.5 ± 0.3	7.9 ± 0.5	21.8 ± 0.8	7.9 ± 0.3
37	<i>Unknown 2</i>	20.4 ± 0.1	8.2 ± 0.2	20.3 ± 0.5	8.3 ± 0.1
40	<i>Crucigenia</i>	21.5 ± 0.7	5.1 ± 1.0	22.0 ± 0.8	5.1 ± 0.4
42	<i>Crucigenia tetrapedia</i>	21.6 ± 0.8	5.0 ± 1.0	22.0 ± 0.8	5.0 ± 0.3
43	<i>Cryptomonas in gel</i>	20.6 ± 0.1	8.2 ± 0.1	20.5 ± 0.5	8.4 ± 0.1
46	<i>Arthrodesmus 2</i>	18.4 ± 0.1	6.8 ± 0.5	17.8 ± 0.8	6.3 ± 0.7
70	<i>Binuclearia</i>	17.1 ± 0.1	6.0 ± 1.0	17.0 ± 1.1	5.9 ± 0.3
75	<i>Asterionella formosa</i>	17.2 ± 0.5	6.3 ± 0.7	16.9 ± 0.6	6.3 ± 0.2
84	<i>Melosira</i>	21.1 ± 0.1	5.3 ± 1.2	21.0 ± 1.3	5.3 ± 0.5
88	<i>Diatom 1</i>	19.2 ± 0.2	7.4 ± 0.7	18.8 ± 1.2	7.3 ± 0.4
90	<i>Tabellaria fenestrata</i>	20.5 ± 0.1	8.2 ± 0.1	20.4 ± 0.5	8.4 ± 0.1

102	<i>Dictyosphaerium</i>	18.1 ±0.1	7.0 ±0.7	17.6 ±0.8	6.9 ±0.4
103	<i>Dinobryon 2</i>	16.3 ±0.6	5.7 ±1.0	16.0 ±0.4	5.7 ±0.3
104	<i>Dinobryon 3</i>	15.9 ±0.9	5.5 ±1.0	15.5 ±0.2	5.5 ±0.2
112	<i>Gymnodinium 1</i>	18.6 ±0.2	7.1 ±0.5	18.2 ±0.7	7.0 ±0.3
127	<i>Unknown 3</i>	N/A	N/A	N/A	N/A
129	<i>Oocystis</i>	18.9 ±0.1	7.6 ±0.6	18.4 ±0.9	7.3 ±0.5
130	<i>Salpingoeca</i>	16.5 ±0.7	5.9 ±0.9	16.2 ±0.5	6.0 ±0.2
135	<i>Pseudoquadrigula</i>	21.4 ±0.4	7.8 ±0.4	21.6 ±0.6	7.9 ±0.2
136	<i>Quadrigula</i>	18.8 ±0.1	7.8 ±0.7	18.3 ±1.0	7.9 ±0.3
137	<i>Rhizochrysis</i>	21.6 ±0.8	5.0 ±1.0	22.0 ±0.7	5.0 ±0.3
138	<i>Plagioselmis</i>	18.1 ±0.1	6.8 ±0.8	17.6 ±0.8	6.6 ±0.4
149	<i>Scenedesmus</i>	17.5 ±0.1	6.8 ±1.0	17.1 ±0.8	6.4 ±0.6
153	<i>Dinobryon stressed</i>	16.2 ±0.7	5.6 ±0.9	15.9 ±0.4	5.6 ±0.2
155	<i>Synedra</i>	18.1 ±0.1	6.4 ±0.8	17.7 ±1.0	6.3 ±0.3
165	<i>Woronichinia compacta</i>	20.7 ±0.1	8.0 ±0.2	20.6 ±0.7	8.2 ±0.2
169	<i>Rhabdoderma</i>	16.3 ±0.9	6.0 ±0.9	16.0 ±0.4	6.0 ±0.2

K Effets positifs et négatifs du seuillage

Comme expliqué à la section 5.1 des résultats, le seuil sert à mettre à 0 les faibles abondances. En fait, toutes les données d'abondance étant inférieures au quart du maximum d'abondance mesuré durant la série temporelle seront reportées à 0. La figure H.1 illustre l'effet du seuil sur une série temporelle d'abondance. Par contre, quel est l'effet du seuil sur les valeurs de niches obtenues ainsi que leur largeur? Les figures K.1 et K.2 comparent les résultats d'une CCA effectuée sur les données de 2013 pour des données d'abondance avec et sans seuil appliqué. On remarque, que les données sans seuil appliqué se retrouvent plus au centre alors que les données avec seuil appliqué se retrouve davantage en périphérie. Ceci n'est pas étonnant puisque les calculs de la CCA sont basés sur des moyennes et des variances pondérées, les faibles données d'abondance (la "ligne de base") regroupent les résultats autour de la moyenne pondérée de la série temporelle en entier. Malgré que l'application du seuil semble mieux placer les niches des espèces, certaines largeurs de niches semblent devenir exagérément grandes (particulièrement les largeurs de niches à haut $z_{chl\ lim}$ à la figure K.1). Quelle est la cause de cette surévaluation des largeurs de niches? La tolérance, telle que définie à l'équation 52, fournit l'évaluation de largeur de niche. Celle-ci est en fait un écart-type pondéré calculé pour chaque espèce et qui est associé à la valeur de niche obtenue comme étant sa largeur. De ce fait, l'application du seuil vient nécessairement affecter la mesure de tolérance. Les figures K.3 à K.5 serviront d'exemples pour expliquer les effets possibles du seuil sur les niches et les largeurs de niches obtenues. Tout d'abord, la figure K.3 illustre le cas idéal où l'application du seuil corrige la position de la niche et réduit la largeur de niche. La mise à 0 de la "ligne de base" effectue exactement ce que nous désirons. Ensuite, la figure K.4 montre que le seuil, dans ce cas, améliore le positionnement de la niche, mais affecte négativement l'évaluation de la largeur de niche. En effet, en reportant à 0 des données d'abondance qui se situent sous le pic d'abondance [comparer les sous-figures a) et c)], l'écart-type pondérée augmente. Ces abondances mises à 0 à la valeur de niche, supposée être la valeur optimale pour la catégorie, crée un élargissement de la niche qui laisse croire que cette variable a peu d'influence sur la catégorie. Par contre, cet effet n'est qu'un artefact de l'application du seuil. Enfin, la figure K.5 illustre la situation où la niche était bien positionnée même sans l'application du seuil, mais où ce dernier n'a fait qu'augmenter la largeur des niches. Cet élargissement est causé par le même phénomène qu'expliqué précédemment et ne constitue donc qu'un artefact de l'application du seuil. En conclusion, l'application du seuil permet de mieux positionner les niches pour certaines catégories et n'affecte pas le bon positionnement des autres. Par contre, cette amélioration a une contrepartie qui se veut être l'élargissement des niches de certaines catégories. Cependant, cet élargissement ne doit pas être interprété à tort comme le fait que la variable explicative a moins d'influence sur l'abondance de cette catégorie. Il ne s'agit que d'un artefact dû au seuil.

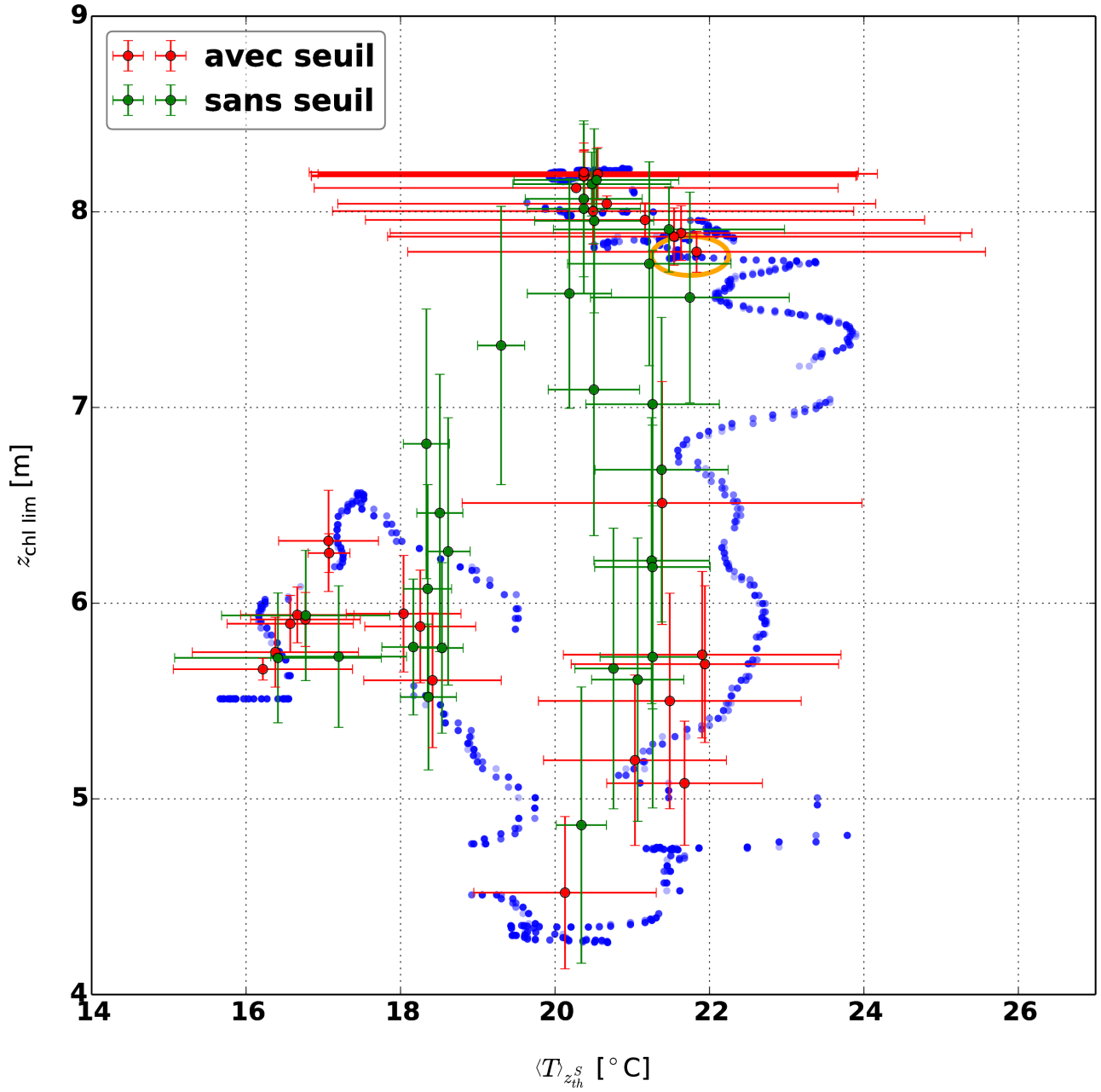


FIGURE K.1 – Valeurs des niches obtenues à l’aide des séries temporelles d’abondance de 2013 avec et sans l’application du seuil pour les catégories sélectionnées. Les points rouges et leurs barres correspondent aux niches obtenues avec la série temporelle d’abondance seuillée et les verts avec la série temporelle d’abondance non-seuillée. Les points bleus correspondent aux mesures suite à l’application de la moyenne glissante de 24h présentées à la figure 29. L’ellipse orange illustre la zone de recouvrement des séries 2013 et 2014.

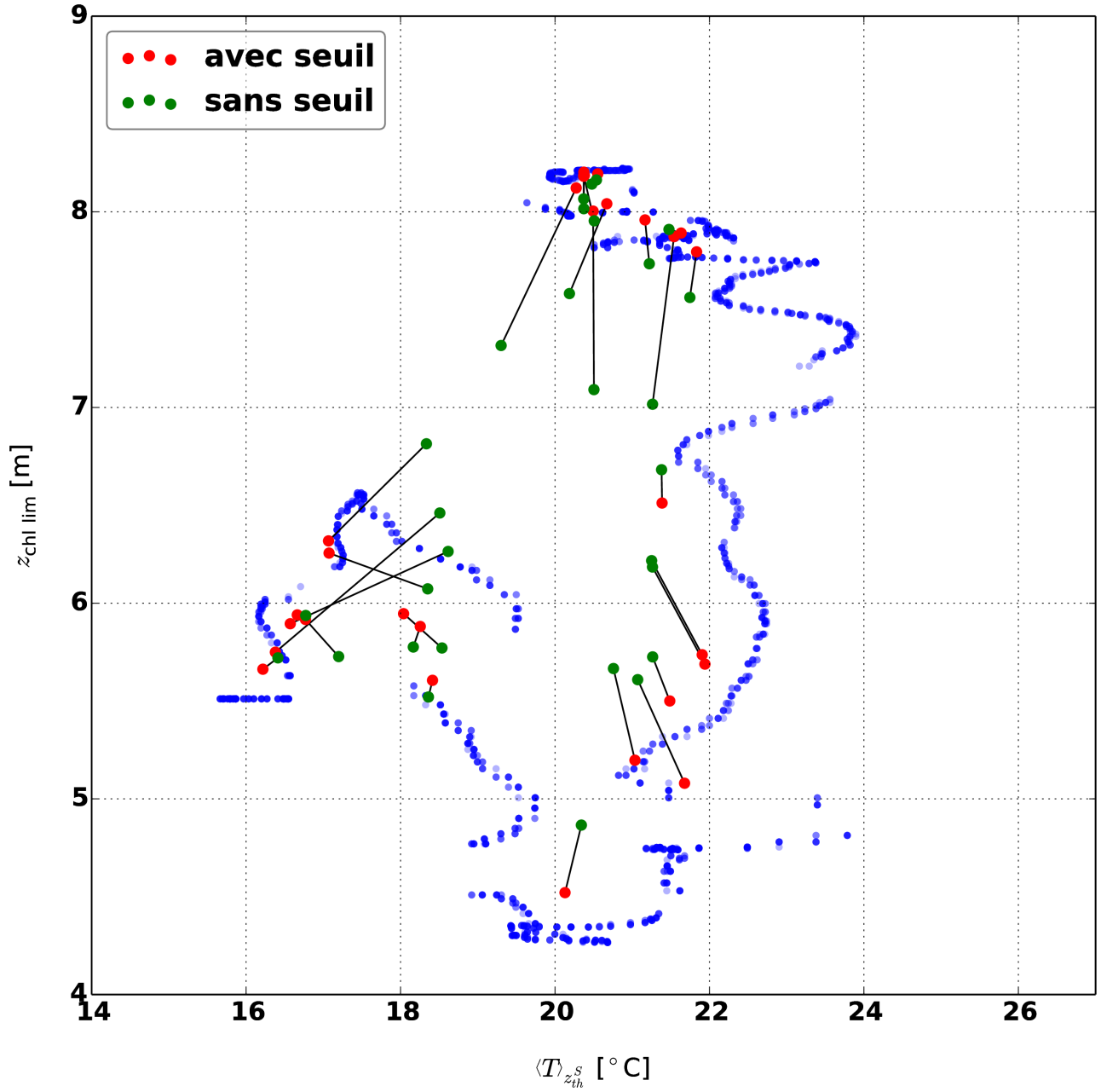


FIGURE K.2 – Comparaison des niches obtenues via la CCA à l’aide des séries temporelles d’abondance de 2013 avec et sans l’application du seuil pour les catégories sélectionnées. Les points rouges et leurs barres correspondent aux niches obtenues avec la série temporelle d’abondance seuillée et les verts avec la série temporelle d’abondance non-seuillée. Les lignes noires relient les niches d’une même catégorie, mais obtenues sur les deux séries temporelles différentes. Les points bleus correspondent aux mesures suite à l’application de la moyenne glissante de 24h présentées à la figure 29.

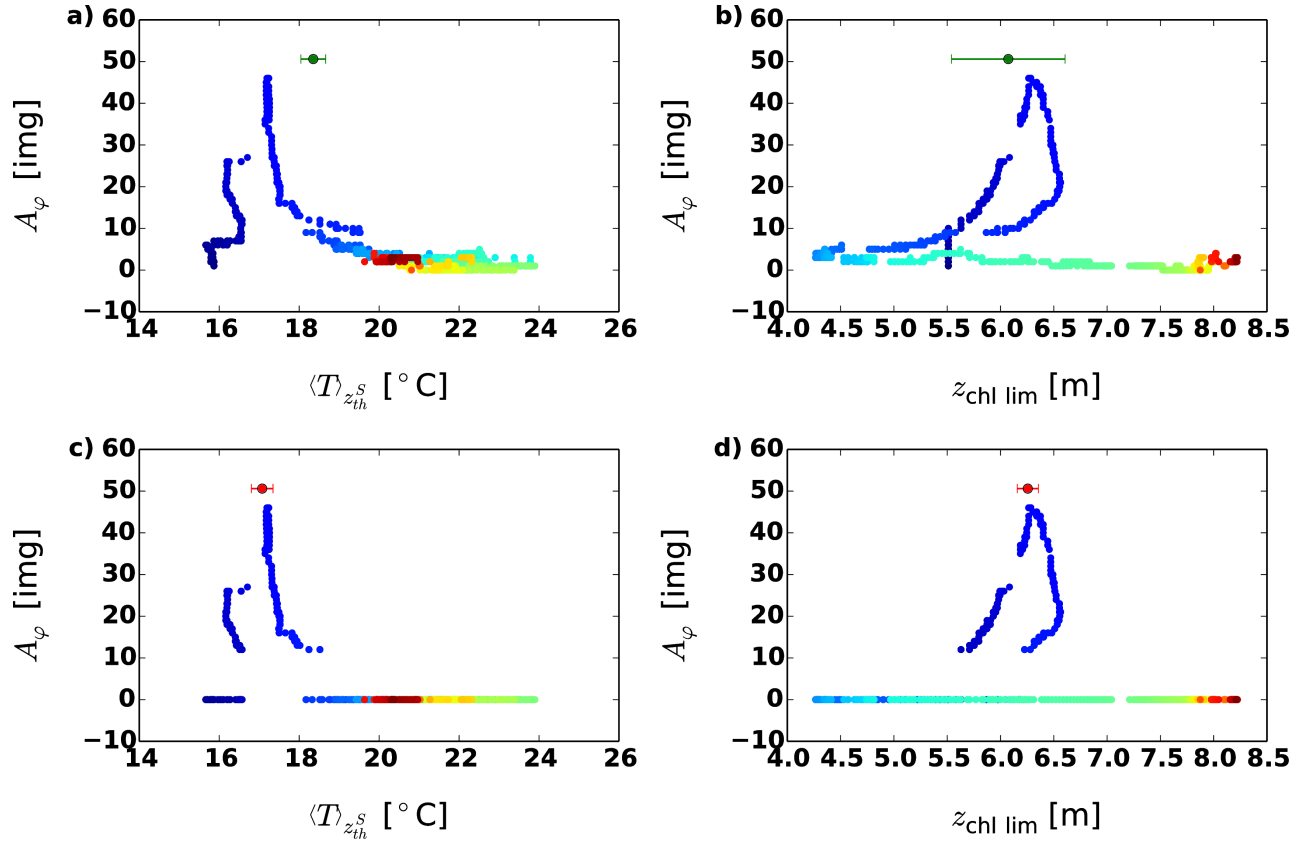


FIGURE K.3 – Effet du seuil sur la niche obtenue et sa largeur pour la catégorie *Salpingoeca*. Abondance non-seuillée [a) et b)] et seuillée [c) et d)] en fonction de $\langle T \rangle_{z_{th}^S}$ [a) et c)] et de $z_{chl \text{ lim}}$ [b) et d)]. Les points ayant une barre d'erreur correspondent à la valeur et largeur de niche obtenues pour cette variable à l'aide de la CCA sur les données d'abondance de 2013 non-seuillées (points verts) et seuillées (points rouges). La couleur des points sans barre d'erreur correspond aux dates de la barre de couleur de la figure 29.

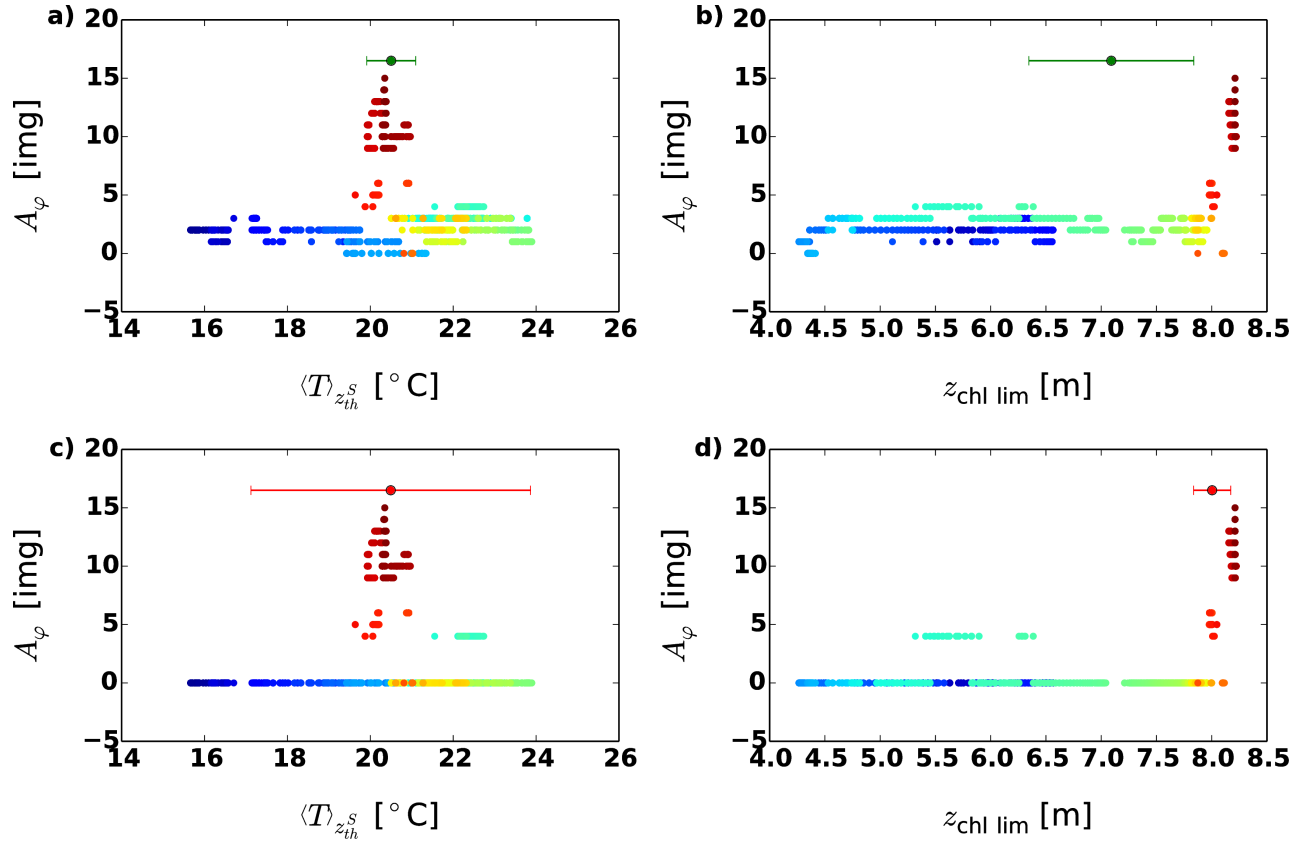


FIGURE K.4 – Effet du seuil sur la niche obtenue et sa largeur pour la catégorie *Oocystis*. Abondance non-seuillée [a) et b)] et seuillée [c) et d)] en fonction de $\langle T \rangle_{z_{th}^S}$ [a) et c)] et de $z_{chl \text{ lim}}$ [b) et d)]. Les points ayant une barre d'erreur correspondent à la valeur et largeur de niche obtenues pour cette variable à l'aide de la CCA sur les données d'abondance de 2013 non-seuillées (points verts) et seuillées (points rouges). La couleur des points sans barre d'erreur correspond aux dates de la barre de couleur de la figure 29.

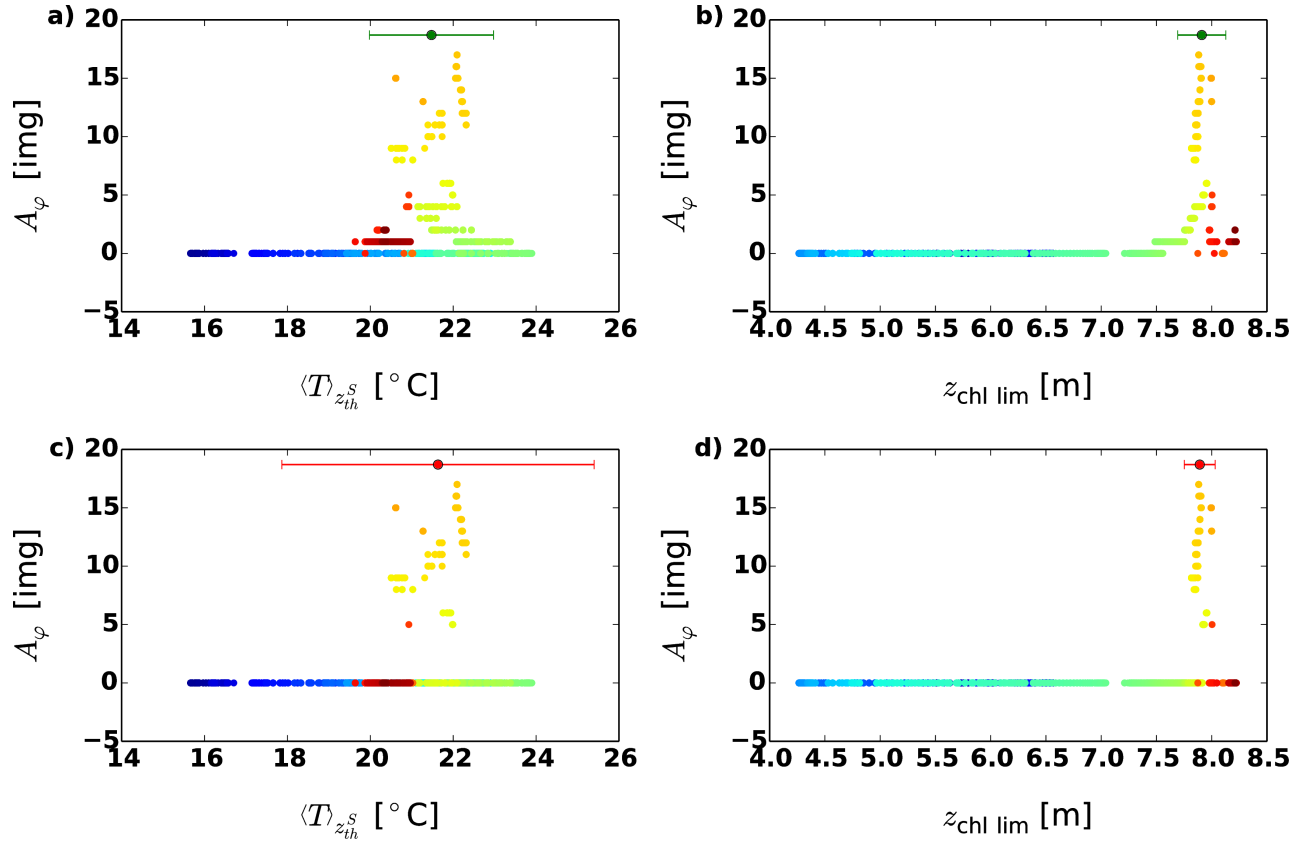


FIGURE K.5 – Effet du seuil sur la niche obtenue et sa largeur pour la catégorie *Chroococcus 1*. Abondance non-seuillée [a) et b)] et seuillée [c) et d)] en fonction de $\langle T \rangle_{z_{th}}^S$ [a) et c)] et de $z_{chl\ lim}$ [b) et d)]. Les points ayant une barre d'erreur correspondent à la valeur et largeur de niche obtenues pour cette variable à l'aide de la CCA sur les données d'abondance de 2013 non-seuillées (points verts) et seuillées (points rouges). La couleur des points sans barre d'erreur correspond aux dates de la barre de couleur de la figure 29.

L Photos correspondant aux catégories sélectionnées

L'indice associé à chacune des photos correspond à l'indice assigné à l'annexe J.

